



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

MAURÍCIO APARECIDO BORTOLOTI

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS
EM REATOR DE ESCALA REAL E APLICAÇÃO
DO LODO EFLUENTE NA COMPOSTAGEM
DE RESÍDUOS VEGETAIS**

Londrina
2021

MAURÍCIO APARECIDO BORTOLOTI

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS
EM REATOR DE ESCALA REAL E APLICAÇÃO
DO LODO EFLUENTE NA COMPOSTAGEM
DE RESÍDUOS VEGETAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Fernandes.

Londrina
2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Bortoloti, Maurício Aparecido.

Digestão anaeróbia de resíduos orgânicos em reator de escala real e aplicação do lodo efluente na compostagem de resíduos vegetais / Maurício Aparecido Bortoloti. - Londrina, 2021.
206 f. : il.

Orientador: Fernando Fernandes.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2021. Inclui bibliografia.

1. digestão anaeróbia - Tese. 2. escala real - Tese. 3. compostagem - Tese. 4. processos integrados - Tese. I. Fernandes, Fernando. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. III. Título.

CDU 62

MAURÍCIO APARECIDO BORTOLOTI

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS
EM REATOR DE ESCALA REAL E APLICAÇÃO
DO LODO EFLUENTE NA COMPOSTAGEM
DE RESÍDUOS VEGETAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Fernando Fernandes
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Eng. Dr. Bernardo Ornelas Ferreira
Companhia Municipal de Limpeza Urbana da
Cidade do Rio de Janeiro - COMLURB

Prof. Dra. Tatiane Cristina Dal Bosco
Universidade Tecnológica Federal do Paraná -
UTFPR

Londrina, 25 de março de 2021.

*Dedico este trabalho à vida, e aos
sabores que ela nos proporciona.*

Agradecimentos

Primeiramente agradeço a Deus, senhor de todas as coisas e criaturas, por toda força nos momentos de fraqueza, de angústias e incertezas. Por ser meu alicerce, minha fortaleza e meu consolo nos momentos difíceis.

Agradeço em especial minha família (pai Odair, mãe Maria Ivone, irmãos Marcelo e Michel, e demais familiares que contribuíram para minha formação quanto pessoa) por todos os ensinamentos que me passaram ao longo do meu crescimento pessoal, pelos ensinamentos sobre os princípios da vida, honestidade, respeito, dignidade, força de vontade e cuidado.

Agradeço minha noiva Isabela pelo companheirismo, pela dedicação para com minha pessoa, pelo zelo e por cuidar de mim, quando às dúvidas foram maiores que às certezas. Obrigado por estar ao meu lado na graduação, agora no mestrado e futuramente no doutorado. Mantenhamo-nos unidos pelo resto da vida.

Agradeço em especial ao meu orientador, Professor Doutor Fernando Fernandes, pelos ensinamentos transmitidos durante esse período de mestrado. Agradeço pela confiança depositada para o desenvolvimento dessa etapa tão especial em minha vida. Do mesmo modo, agradeço à Professora Doutora Emília Kiyomi Kuroda por todo auxílio e orientações no desenvolvimento do atual estudo.

Agradeço de coração aos membros da banca, Engenheiro Doutor Bernardo Ornelas Ferreira e Professora Doutora Tatiane Cristina Dal Bosco, pela especial colaboração e enriquecimento do trabalho. Foi muito gratificante poder contar com a participação de profissionais tão gabaritados. Saibam que são inspiração para meu desenvolvimento profissional.

Agradeço também a todos os pós-graduandos e alunos de iniciação científica que fizeram parte desses 2 anos de convivência, findando esse período com grandes amizades. Nominalmente os pós-graduandos Adriana, Amanda, Betina, Emily, Fernanda, Isabela, Jéssica, José Augusto, Lucas, Marcos, Priscila, Rafael, Rafaela, Renan e Thainara. Agradeço em especial aos pós graduandos que fizeram parte diretamente da minha pesquisa: Priscila, a Chefe (Boss), por me acolher e ter paciência de ensinar à dinâmica do laboratório e os métodos utilizados, sendo que até hoje ainda realizo consultas quando tenho dúvidas; Betina, a Betinha, por gritar comigo e dizer que eu estava fazendo errado, além de me ajudar muito no início e desenvolvimento da minha pesquisa, é uma grande amizade que vou levar pra vida

toda; Adriana, a Dri (só quem viveu a rotina da UP-BioUEL sabe), por ser minha parceira de pesquisa, me ensinar, aprender junto comigo, ter dividido comigo tantas dificuldades nessa empreitada, e mesmo assim nos mantivemos vivos; Thainara, a Thai (e outros), por permitir que eu fizesse reparos nos seus reatores (foi muito emocionante), estarmos sempre em colaboração, e por vezes, realizar as minhas atividades no laboratório diante da impossibilidade de serem realizadas por mim; Isabela, a noiva, por ser minha parceira de vida além de parceira de pesquisa, apesar de não trabalharmos juntos na mesma pesquisa, devo muito à ela, por ter me auxiliado em tudo, inclusive nas noites sem dormir, durante os monitoramentos, confesso que ir na UP-BioUEL coletar dados às 04:00 horas da manhã foi emocionante, também foi muito bom consertar os reatores dela (apesar da acusação de ter estragado o sistema de aquecimento); Marcos, o Marquinho, apesar de estar em outra área de pesquisa, foi de grande valia o auxílio na operação da UP-BioUEL (banho de afluente, felizmente, poderia ser efluente suíno) e no experimento de compostagem (The King of Composting), além de ceder a churrasqueira da sua casa (muito importante por sinal); Lucas, o Paquitão, vários cafezinhos e conversas, grande amigo, aprendi muito com nossa convivência, compartilhamos muitas vergonhas juntos (Betinha, Thai e Isa (noiva) também passaram essas vergonhas). E por fim, ao Renan (Renanzinho), pela amizade construída ao longo dos anos.

Agradeço aos demais professores e colaboradores da UEL, assim como os amigos de vida, que mesmo indiretamente, contribuíram com minha formação, seja auxiliando emocionalmente e nos momentos de descontração.

Agradeço ao CNPq pela bolsa de estudos concedida.

Enfim, o meu muito obrigado a todos, que de um modo, colaboraram no desenvolvimento desse trabalho.

“Que eles se aborrecem de ser crianças e querem logo ser adultos e quando adultos, desejam, ser crianças outra vez. Que eles desperdicem metade da vida trabalhando e perdendo a saúde para fazer dinheiro e depois, passam a outra metade da vida gastando o dinheiro para recuperar a saúde e aí, não tem mais vida e nem saúde. Pensam ansiosamente sobre o futuro e esquecem o presente e, dessa forma, não vivem nem o presente e nem o futuro. Vivem como se nunca fossem morrer e morrem como se nunca tivessem vivido”.

Jim Brown – Entrevista com Deus

BORTOLOTTI, Maurício Aparecido. **Digestão anaeróbia de resíduos orgânicos em reator de escala real e aplicação do lodo efluente na compostagem de resíduos vegetais**. 2021. 207 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2021.

RESUMO

A maior parcela dos resíduos sólidos urbanos (RSU) geradas no Brasil é representada pela fração orgânica (51%). Tal percentual apresenta características de biodegradabilidade que permitem a sua recuperação por tratamentos biológicos, aeróbio e anaeróbio, de forma individual ou integrada. O objetivo do presente estudo foi avaliar as condições de instalação de uma planta de biogás para digestão anaeróbia de resíduos orgânicos, julgar a qualidade do processo e avaliar a aplicação do lodo efluente na compostagem com resíduos vegetais. A unidade em implantação necessitou de adequações quanto à estrutura física e métodos operacionais. O sistema anaeróbio foi operado em um reator de mistura completa (CSTR - 58 m³) com alimentação semi-contínua, três vezes por semana; com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 40 dias; temperatura mesofílica (36°C); agitação intermitente; carga orgânica volumétrica (COV) variável; monitoramento de parâmetros físico-químicos e avaliação quali-quantitativa do biogás. A COV média global utilizada foi de 0,5 kgSTV.m⁻³.d⁻¹. Três substratos, resíduos alimentares do restaurante universitário (RU), resíduos alimentares do restaurante do hospital universitário (HU) e dejetos suínos (DS), foram utilizados de acordo com a disponibilidade. A produção média global de biogás foi de 9,98 m³, sendo as maiores gerações verificadas nos períodos alimentados com RU. O biogás teve percentual médio de CH₄ variando entre 54,65%, na partida do sistema, e 66,60% no TDH 4. A taxa de conversão global de STV foi de 67,42% e da DQO de 63,74%. Já no processo de compostagem, em leiras de volume aproximado de 1,5 m³, uniu-se os resíduos vegetais em proporção 2,5:1 (kg:kg) para resíduo de poda (RP) e resíduo de grama (RG), constituindo o tratamento 1 (T1). Os tratamentos 2 (T2) e 3 (T3) que receberam adição de lodo anaeróbio sedimentado (LAS), confeccionados nas proporções em massa (kg:kg:kg) de 1,8:0,7:1 e 0,9:0,6:1 (RP:RG:LAS), respectivamente. O experimento foi conduzido por 90 dias (outono/inverno). As temperaturas dos tratamentos se elevaram pouco (<51°C), devido às dimensões reduzidas das leiras, as baixas temperaturas verificadas no período (5°C) e a granulometria inadequada dos substratos vegetais. A maior temperatura foi verificada no T2 (50°C). A estabilização dos compostos foi verificada aos 75 dias para T2 e T3, e aos 90 dias para o T1. Ao fim dos 90 dias, a caracterização final apontou os tratamentos com relação C/N inferiores a 12 e percentuais de STF de superiores a 20%. A análise agrônômica verificou incremento de N ao composto no T3. Estatisticamente os tratamentos não apresentaram diferenças significativas na análise fatorial da variação dos tratamentos com relação ao tempo de processamento, para taxa de germinação das sementes (TGS) e índice de germinação (IG). Conclui-se, portanto, que após as adequações, a planta de DA forneceu condições favoráveis ao processo; o qual verificou-se pequenos distúrbios referentes as variações de substrato, COV e recirculação do lodo clarificado, porém sem comprometer o sistema. Por fim, a utilização de LAS na compostagem auxiliou na melhoria dos parâmetros do processo e na qualidade do composto final.

Palavras chave: resíduos alimentares; dejetos suíno; recirculação; lodo clarificado; agitação da mistura.

BORTOLOTTI, Maurício Aparecido. **Anaerobic digestion of organic waste in a full-scale reactor and application of effluent sludge in the composting of vegetable waste**. 2021. 207 p. Dissertation (Master in Civil Engineering) - State University of Londrina, Londrina, 2021.

ABSTRACT

The largest portion of solid urban waste (SUW) generated in Brazil is represented by the organic fraction (51%). This percentage presents characteristics of biodegradability that allow its recovery by biological, aerobic and anaerobic treatments, individually or integrated. The objective of the present study was to evaluate the conditions of installation of a biogas plant for anaerobic digestion of organic waste, to judge the quality of the process and to evaluate the application of the sludge in composting with vegetable pruning. The unit under implementation required adjustments in terms of its structures and operational methods. The anaerobic system was operated in a completed mix reactor (CSTR – 58 m³) with semi-continuous feeding, three times a week; with 40 days of hydraulic detention time (HDT); mesophilic temperature (36 °C); intermittent shaking; variable volumetric organic load (VOL); monitoring of the physical-chemical parameters and qualitative and quantitative assessment of biogas. The global average VOL used was 0,5 kgTVS.m⁻³.d⁻¹. Three substrates, food waste from the university restaurant (UR), food waste from the university hospital restaurant (UH) and pig manure (PM), were used according to their availability. The average global biogas production was 9,98 m³, and the highest generation was verified in periods of feeding with UR. Biogas had an average proportion of CH₄ varying between 54,65% at the start of the system and 66,60% at HDT 4. The overall conversion rate for TVS was 67,42% and the COD 63,74%. In the composting process, in windrows with an approximate volume of 1,5 m³, vegetable waste was combined in a 2,5:1 ratio for pruning waste (PW) and grass waste (GW), compose the treatment 1 (T1). Treatments 2 (T2) and 3 (T3) that received the addition of sedimented anaerobic sludge (SAS), made in the mass proportions of 1,8:0,7:1 and 0,9:0,6:1 (PW:GW:SAS), respectively. The experiment was conducted for 90 days (autumn/winter). The treatment temperatures increased slightly (<51°C), due to the reduced windrow dimensions, the low temperatures observed in the period (5°C) and the inadequate granulometry of the vegetable substrates. The highest temperature was seen in T2 (50°C). The stabilization of the compounds was verified at day 75 for T2 and T3, and at day 90 for T1. At the end of 90 days, the final characterization indicated treatments with a C/N ratio lower than 12 and percentages of FTS greater than 20%. The agronomic analysis checked an increase of N to the compound in T3. Statistically, the treatments did not show significant differences in the factor analysis of the variation of treatments with processing time, for seed germination ratio (SGR) and germination index (GI). It is concluded, therefore, that after the adjustments, the DA plant provided favorable conditions for the process; which showed minor disturbances regarding substrate variations, VOL and recirculation of the clarified sludge, but without compromising the system. Finally, the use of SAS in composting helped to improve the process parameters and the quality of the final compost.

Keywords: food waste; swine manure; recirculation; clarified sludge; stirring the mixture.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Destinação dos RSU mundialmente, em países de renda baixa e países de renda média alta, na Europa e América Latina	26
Figura 2 - Composição gravimétrica dos RSU gerados mundialmente, em países de renda alta e baixa, na Europa, América Latina e no Brasil	28
Figura 3 - Esquema de compreensão das reações entre as fases da digestão anaeróbica com os compostos orgânicos utilizados e os produtos e subprodutos gerados no processo	34
Figura 4 - Esquema de um reator CSTR	45
Figura 5 - Simulação do escoamento interno ocasionado pela agitação mecânica no interior	50
Figura 6 - Perfil esperado do comportamento da temperatura nas fases do processo de compostagem	57
Figura 7 - Delineamento experimental realizado na pesquisa	69
Figura 8 - Sistema de DA da UP-BioUEL	70
Figura 9 - Descrição dos equipamentos e conexões que compõem o reator CSTR	71
Figura 10 - Descrição do sistema de agitação e aquecimento do reator CSTR	72
Figura 11 - Descrição do sistema de bombeamento e tanques de afluente, efluente e lodo do reator CSTR.....	73
Figura 12 - Descrição do sistema de triagem e tritura do resíduo orgânico do reator CSTR	74
Figura 13 - Descrição do sistema de transporte e armazenamento do biogás	75
Figura 14 - Descrição dos sistemas de segurança da UP-BioUEL.....	76
Figura 15 - Sistema de bombeamento (A) e tubulação utilizada (B) para enchimento do reator CSTR próximo ao nível de 40 m ³ , durante o teste de estanqueidade	76
Figura 16 - Evolução cronológica da alimentação do reator CSTR durante o monitoramento	78

Figura 17 - Cardápio de RU (A), cardápio de HU (B) e DS (C) utilizados na alimentação do sistema.....	80
Figura 18 - Processo de tritura do RU para alimentação do reator (A e B) e afluente equalizado para alimentação (C).....	82
Figura 19 - Equipamentos utilizados para análises quanti e qualitativas do biogás: Medidor de vazão (A); Analisador portátil de gases (B); Análise qualitativa do biogás in loco (C).....	88
Figura 20 - Operação de recolhimento dos resíduos vegetal no Campus (A e B).....	90
Figura 21 - Coleta amostral para quantitativo de resíduo de grama para os pontos P1 (A.1 e A.2); P2 (B.1 e B.2); P3 (C.1 e C.2); P4 (D.1 e D.2); P5 (E.1 e E.2) e P6 (F.1 e F.2).....	91
Figura 22 - Processo de tritura do RP (A e B), RP triturado (C); RG utilizado (D) e pontos de coleta do RG (E); LAS resultante da decantação do efluente do reator anaeróbio no fundo do tanque de decantação bombeado para o tanque de armazenamento (F)	93
Figura 23 - Desenho esquemático da disposição e composição das leiras de compostagem.....	95
Figura 24 - Esquema dos pontos de medição da temperatura em posição e níveis.....	98
Figura 25 - Montagem do ensaio de germinação de <i>Lepidium sativum</i> , com a disposição das sementes (A) e aplicação do E.S. (B e C)	100
Figura 26 - Placas de Petri ensaiadas após o fim do período de incubação	101
Figura 27 - Medição do comprimento das raízes (A) e paquímetro utilizado (B)	101
Figura 28 - Formato do fundo chato dos tanques de afluente e afluente inicial (A), formato cônico do fundo dos referidos tanques após a intervenção (B) e execução da intervenção (C)	104
Figura 29 - Câmara de condensação: desenho esquemático do aparato (A) e aparato inserido anterior ao medidor de vazão do reator CSTR (B)	107
Figura 30 - Quantitativos de água acumulada, biogás transportado e relação entre os parâmetros, durante o monitoramento da eficiência da	

	câmara de condensação experimental instalada no reator CSTR	108
Figura 31	- Variação da concentração de sólidos totais durante a verificação de tempo necessário para homogeneizar a mistura interna do reator CSTR e o tempo em que a mistura permanece homogênea	111
Figura 32	- Concentração de ST verificada nos níveis do reator CSTR durante os experimentos de homogeneização por recirculação	115
Figura 33	- Evolução cronológica dos substratos afluentes, COV variável e COV média verificada em cada período.....	125
Figura 34	- Parâmetros pH, AT e AGV das amostras de afluente, efluente e lodo clarificado referentes ao monitoramento do reator CSTR.....	128
Figura 35	- Parâmetros de AT e AGV e relações de AI / AP e AGV / AT das amostras efluentes referentes ao monitoramento do reator CSTR	131
Figura 36	- Concentrações de Nitrogênio Total e Amoniacal para as amostras afluente, efluente e lodo clarificado, durante o monitoramento do reator CSTR	136
Figura 37	- Produção específica de biogás e metano a cada alimentação.....	142
Figura 38	- Produção acumulada de biogás em CH ₄ a cada alimentação.....	143
Figura 39	- Concentração dos gases componentes do biogás referentes ao monitoramento do reator CSTR	145
Figura 40	- Comportamento dos parâmetros pH, AT e AGV durante o monitoramento de 48 horas do reator	149
Figura 41	- Volume produzido e qualidade do biogás gerado durante o monitoramento de 48 horas do reator	150
Figura 42	- Temperatura média verificada nos níveis de 15 cm, 30 cm e 45 cm de profundidade; e temperatura ambiente média, máxima e mínima referente ao momento da aferição da temperatura	154
Figura 43	- Temperaturas médias e máximas verificadas nos tratamentos.....	155
Figura 44	- Evolução do aspecto visual das leiras durante o monitoramento.....	167
Figura 45	- Ilustração da área para receber as leiras sugeridas para compostagem na UEL.....	179

Figura 46 - Início da construção do reator CSTR; construção da base (A), impermeabilização da base (B), montagem das placas de PRFV (C) e instalação das serpentinas de aquecimento (D).....	201
Figura 47 - Instalação dos tirantes de suporte da cúpula (A), tubulações de retirada de efluente (B), do agitador da mistura interna (C) e do sistema de aquecimento (D).....	203
Figura 48 - Instalação da cúpula do reator CSTR (A), da escada e plataforma de acesso à parte superior do reator (B), sistema de bombeamento (C) e sistema de coleta, quantificação e transporte de biogás (D).....	204
Figura 49 - Instalação do gasômetro (A) e <i>flare</i> (B).....	205
Figura 50 - Sistema de pré tratamento do resíduo orgânico (A), painel de controle da UP-BioUEL (B).....	205
Figura 51 - Sistema de tratamento do biogás (A) e motogerador (B).....	206
Figura 52 - Reator CSTR pronto após o período de implantação da UP-BioUEL	206

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características dos reatores e velocidade de agitação para sistemas anaeróbios	50
Tabela 2 - Valores para os percentuais de carbono, nitrogênio e a relação C/N típicos para resíduos de origem vegetal em processo de compostagem.....	61
Tabela 3 - Limites para os parâmetros e nutrientes de fertilizantes orgânicos sólidos para aplicação no solo.....	64
Tabela 4 - Limites para macro nutrientes secundário, micronutrientes e metais potencialmente tóxicos para fertilizantes orgânicos para aplicação no solo.....	65
Tabela 5 - Composição específica de alguns dos cardápios que originaram os RU utilizados para alimentação do reator CSTR nas Etapas I e II.	79
Tabela 6 - Parâmetros monitorados, método analítico, equipamentos e periodicidade de análise realizadas para monitoramento da estabilidade do processo.....	85
Tabela 7 - Caracterização físico-química dos substratos utilizados no ensaio de compostagem	93
Tabela 8 – Valores médios para a análise granulométrica dos substratos vegetais estruturantes utilizados nos ensaios de compostagem.....	94
Tabela 9 - Composição dos tratamentos do experimento de compostagem.....	95
Tabela 10 - Parâmetros, método e periodicidade das análises do ensaio de compostagem.....	97
Tabela 11 - Temperaturas verificadas na mistura interna do reator CSTR antes e após o acionamento do sistema de agitação.....	113
Tabela 12 - Caracterização físico-química dos inóculo e substratos utilizados na UP-BioUEL	117
Tabela 13 - Caracterização de macro e micronutrientes para os substratos utilizados na UP-BioUEL	120
Tabela 14 - Efeitos ocasionados na DA devido as concentrações dos cátions Na, K, Ca e MG.	121

Tabela 15 - Valores identificados para pH, AT e AGV para o período de partida do reator CSTR	123
Tabela 16 - Parâmetros de geração de biogás no período de partida do reator CSTR.	124
Tabela 17 - Taxa de conversão de STV e DQO para os TDH e para cada tipo de substrato utilizado na alimentação do reator CSTR	133
Tabela 18 - Análise da geração e qualidade do biogás por TDH e substrato em função da COV e massa de STV adicionado	140
Tabela 19 - Valores dos principais parâmetros de monitoramento para verificação da resposta do sistema ao PE	147
Tabela 20 - Valores referentes a estimativa de geração e coleta realizada no ano de 2017 para resíduos de RP e RG	151
Tabela 21 - Valores identificados para massa úmida, umidade e massa seca dos pontos de coleta das aparas de grama para estimativa de geração por m ²	152
Tabela 22 - Temperaturas aferidas no T2 ao 9º dia de monitoramento	157
Tabela 23 - Evolução dos parâmetros pH e condutividade elétrica durante o monitoramento	158
Tabela 24 - Comportamento da umidade na leiras de compostagem	161
Tabela 25 - Evolução dos percentuais de STV e STF durante o experimento de compostagem.....	162
Tabela 26 - Valores para os parâmetros Carbono Orgânico, Nitrogênio Total, Amoniacal e Relação C/N durante os 90 dias de condução do experimento de compostagem	163
Tabela 27 - Variação gravimétrica e rendimento do composto final para os tratamentos T1, T2 e T3.....	168
Tabela 28 - Caracterização do composto final peneirado para os tratamentos T1, T2 e T3.....	169
Tabela 29 - Garantias exigidas pela IN 61/20 para biofertilizantes sólidos para aplicação no solo	171
Tabela 30 - Valores de macronutrientes, micronutrientes e contaminantes inorgânicos de acordo com a IN 61/20 para fertilizantes orgânicos.....	172

Tabela 31 - Resultados da análise de variância pelo arranjo fatorial 3x3 comparando os tratamentos e o tempos de processamento para a TGS e o IG	174
Tabela 32 - Resultados médios e desvio padrão do ensaio de Fitotoxicidade para TGS e IG e da análise fatorial dos resultados, considerando os fatores condição e tempo de processamento.	174
Tabela 33 - Volumes considerados de resíduos para elaboração da proposta de leiras de compostagem da UEL	177

LISTA DE ABREVEATURAS E SIGLAS

AA	Água acumulada
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AFBR	<i>Anaerobic Fluidized Batch Reactor</i> (Reator de Leito Fluidizado)
AGV	Ácidos graxos voláteis
AI	Alcalinidade intermediária
AP	Alcalinidade parcial
AT	Alcalinidade total
BT	Biogás transportado
C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
CE	Condutividade elétrica
CH₄	Metano
CMR	Comprimento médio da raiz
CMRC	Comprimento médio da raiz no controle
CO₂	Dióxido de Carbono
Conc.	Concentração
COV	Carga orgânica volumétrica
CP	Composto peneirado
CSTR	<i>Continuously Stirred Tank Reactor</i> (Reator Anaeróbio de Mistura Completa)
CTU	Centro de Tecnologia e Urbanismo
DA	Digestão anaeróbia
DN	Diâmetro nominal
DQO	Demanda química de oxigênio
DS	Resíduo da Granja de Suínos
EGSB	<i>Expanded Granular Sludge Bed</i> (Reator de Leito de Lodo Granular Expandido)
EPE	Empresa de pesquisa energética
ES	Extrato solúvel

ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de tratamento de esgoto
EUA	Estados Unidos da América
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
FE	Fazenda Escola
GEE	Gases de Efeito Estufa
GLP	Gás Liquefeito de Petróleo
H₂	Hidrogênio
H₂S	Sulfeto de Hidrogênio
HU	Resíduo Alimentar do Hospital Universitário
IB	Inóculo Bovino
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IG	Índice de Germinação
IN	Instrução Normativa
IS	Inóculo Suíno
L x B x H	Lado x Base X Altura
LABTAR	Laboratório de Tratamento de Água e Resíduos
m x v	massa x volume
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MO	Matéria Orgânica
NBR	Norma Brasileira
ND	Não Detectado
NKT	Nitrogênio Total Kjeldahl
NMSG	Número Médio de Sementes Germinadas
NMSGC	Número Médio de Sementes Germinadas no Controle
NSP	Número de Sementes por Placa
O₂	Oxigênio
ONU	Organização da Nações Unidas
PCU	Prefeitura do Campus Universitário
PE	Produção Específica de Biogás
PE_{CH4}	Produção Específica de Metano
pH	Potencial Hidrogeniônico

PIB	Produto Interno Bruto
PM	Produção Média de Biogás
PMD	Produção Média de Biogás por Dia
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PO	Período ocioso
PRFV	Plástico Reforçado com Fibra de Vidro
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
PVC	Policloreto de Vinila
Q	Vazão
RA	Resíduo Alimentar
RG	Resíduo da Poda de Grama
RP	Resíduo de Poda Vegetal
rpm	Rotações por Minuto
RSO	Resíduos Sólidos Orgânicos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RU	Resíduo Alimentar do Restaurante Universitário
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TC	Taxa de Conversão
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TEP	Tonelada Equivalente de Petróleo
TGS	Taxa de Germinação de Sementes
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> (Reator de Manta de Lodo Anaeróbico de Fluxo Ascendente)
UE	União Européia
UEL	Universidade Estadual de Londrina
UP-BioUEL	Unidade de Pesquisa em Biogás da UEL
V	Volume
VA	Volume Acumulado de Biogás

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	22
2	OBJETIVO GERAL	24
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	25
3.1	RESÍDUOS SÓLIDOS	25
3.2	RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS - RSO	28
3.2.1	Resíduos Alimentares	29
3.2.2	Resíduos Vegetais	31
3.3	TECNOLOGIAS EMPREGADAS PARA RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA EM RSO	31
3.3.1	Processos biológicos de estabilização de matéria orgânica	32
3.4	DIGESTÃO ANAERÓBIA - DA	33
3.4.1	Etapas da Digestão Anaeróbia	34
3.4.2	Fatores Interferentes no Processo de DA	36
3.4.2.1	pH, alcalinidade e AGV	37
3.4.2.2	Temperatura	38
3.4.2.3	Teor de sólidos, COV e TDH	39
3.4.2.4	Agitação	40
3.4.2.5	Nutrientes e substâncias tóxicas	41
3.4.2.6	Inóculo e substrato	41
3.4.2.7	Conversão de STV e DQO	42
3.4.3	Biodigestores Anaeróbios	43
3.4.3.1	Modelos de biodigestores	43
3.4.3.2	Parâmetros operacionais de reatores anaeróbios	45
3.4.3.2.1	<i>Partida de biodigestores anaeróbios</i>	45
3.4.3.2.2	<i>Regime de alimentação</i>	46
3.4.3.2.3	<i>Aquecimento da mistura interna do biodigestor</i>	47
3.4.3.2.4	<i>Agitação da mistura interna do reator</i>	48
3.4.4	Produtos da Digestão Anaeróbia	51
3.4.4.1	Biogás	51

3.4.4.1.1	<i>Panorama do biogás</i>	51
3.4.4.2	Efluente	52
3.4.4.3	Pós-tratamento de efluente da digestão anaeróbia.....	53
3.5	COMPOSTAGEM	54
3.5.1	Fases da Compostagem	55
3.5.2	Parâmetros de Controle do Processo de Compostagem	57
3.5.2.1	Temperatura.....	57
3.5.2.2	Umidade.....	58
3.5.2.3	Tamanho das partículas.....	59
3.5.2.4	Tamanho e formato das leiras.....	59
3.5.2.5	pH.....	60
3.5.2.6	Relação C/N.....	61
3.5.2.7	Aeração.....	62
3.5.2.8	Estabilidade e utilização do composto	63
3.5.3	Panorama da Compostagem.....	66
4	METODOLOGIA	67
4.1	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	67
4.2	ETAPA I – PRÉ-OPERAÇÃO - CONCEPÇÃO E OPERACIONALIZAÇÃO DA UP-BIOUEL.....	69
4.2.1	Concepção da UP-BioUEL.....	69
4.2.2	Aparato Experimental - UP-BioUEL	70
4.2.3	Teste de Estanqueidade do Reator.....	76
4.3	ETAPA II – EXPERIMENTO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS: PARTIDA, OPERAÇÃO E MONITORAMENTO.....	77
4.3.1	Inóculos Utilizados	77
4.3.2	Substratos Utilizado no Experimento de DA.....	78
4.3.3	Etapa II-A - Partida do Reator Anaeróbio em Processo de Alimentação Semi-contínua.....	80
4.3.3.1	Alimentação de forma semi-contínua para preenchimento do volume de operação do reator CSTR.....	81
4.3.4	Etapa II-B: Operação e Monitoramento do Desempenho do Reator CSTR para os TDHs 1, 2, 3 e 4.....	83
4.3.5	Etapa II-C – Período Ocioso – PO	84

4.3.6	Etapa II-D – Avaliação da Resposta do Sistema a Retomada das Alimentações após o PO	84
4.3.7	Monitoramento do Desempenho do Processo de DA	85
4.3.7.1	Cálculo dos percentuais de conversão de STV e DQO	86
4.3.8	Procedimentos para Análise Quali-quantitativa do Biogás	87
4.4	ETAPA III – EXPERIMENTO DE COMPOSTAGEM COM RESÍDUOS VEGETAIS E LODO ANAERÓBIO SEDIMENTADO.....	88
4.4.1	Etapa III-A - Levantamento Quantitativo dos Resíduos de Poda do Campus da UEL	89
4.4.2	Etapa III-B - Ensaio de Compostagem	92
4.4.2.1	Coleta e preparação dos Resíduos	92
4.4.2.2	Caracterização dos substratos utilizados no ensaio de compostagem.....	93
4.4.2.3	Montagem das leiras de compostagem.....	94
4.4.2.4	Rearranjo das leiras de compostagem.....	96
4.4.2.5	Controle dos parâmetros relativos à estabilidade do processo.	97
4.4.3	Etapa III-C - Ensaio de Germinação.....	99
4.4.4	Etapa III-D – Dimensionamento de Leiras de Compostagem para Tratamento dos Resíduos Vegetais Gerados no Campus da UEL e o LAS da UP-BioUEL	102
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	103
5.1	ETAPA I – PRÉ-OPERAÇÃO, CONCEPÇÃO E OPERACIONALIZAÇÃO DA UP-BIOUEL: ADAPTAÇÕES PERTINENTE A OPERACIONALIZAÇÃO	103
5.1.1	Tanques de Mistura do Afluente e Descarte do Efluente	103
5.1.2	Transporte de Biogás	105
5.1.3	Sistema de Quantificação do Biogás.....	105
5.1.3.1	Câmara de condensação	106
5.1.4	Sistema de Agitação da Mistura Interna do Reator.....	109
5.1.4.1	Agitação mecânica	110
5.1.4.1.1	<i>Verificação do tempo necessário para homogeneização da mistura interna do reator CSTR e intervalo de tempo entre os acionamentos</i>	<i>110</i>
5.1.4.1.2	<i>Sistema de aquecimento da mistura interna</i>	<i>113</i>

5.1.4.2	Recirculação por bombeamento.....	114
5.2	ETAPA II – EXPERIMENTO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	117
5.2.1	Caracterização dos Inóculos e Substratos Utilizados Partida do Reator CSTR.....	117
5.2.2	Avaliação da Partida do Reator CSTR com Alimentação Semi-Contínua e COV Variável – Etapa II-A	122
5.2.3	Avaliação dos Parâmetros de Controle, Monitoramento e Desempenho	125
5.2.3.1	COV	125
5.2.3.2	pH, alcalinidade e AGV	127
5.2.3.3	Conversão de STV e DQO	132
5.2.3.4	Nitrogênio.....	136
5.2.3.5	Produção e qualidade do biogás	139
5.2.4	Avaliação da Retomada do Sistema ao PO	146
5.2.5	Experimento Complementar – Monitoramento do Reator CSTR por 48 horas	148
5.3	ETAPA III – EXPERIMENTO DE COMPOSTAGEM DE RP, RG E LAS.....	151
5.3.1	Etapa III-A - Levantamento Quantitativo dos Resíduos de Poda Vegetal do Campus da UEL.....	151
5.3.1.1	Estimativa de produção e recolhimento de RP e RG	151
5.3.1.2	Levantamento quantitativo de resíduos de grama.....	152
5.3.2	Etapa III-B - Ensaio de Compostagem	153
5.3.2.1	Monitoramento dos parâmetros de controle do processo	153
5.3.2.1.1	<i>Temperatura</i>	153
5.3.2.1.2	<i>pH e Condutividade elétrica</i>	158
5.3.2.1.3	<i>Umidade</i>	160
5.3.2.1.4	<i>STV e STF</i>	161
5.3.2.1.5	<i>Carbono, Nitrogênio e Relação C/N</i>	163
5.3.2.2	Estabilidade do composto	166
5.3.2.3	Balanco de massas	168
5.3.2.4	Avaliação da qualidade do composto final	169
5.3.3	Etapa III-C – Avaliação Estatística da Fitotoxicidade dos Compostos Produzidos	173

5.3.4	Etapa III-D – Dimensionamento de Leiras de Compostagem para a UEL com Base nos Resíduos Gerados e Coletados no Campus	176
6	CONCLUSÕES	181
7	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	183
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	184
	APÊNDICE A – Processo de montagem da UP-BIOUEL	201

1 INTRODUÇÃO

A geração de resíduos pela sociedade tem acompanhado o modelo exponencial do crescimento populacional. Nos dias atuais, a disposição e o gerenciamento de resíduos tem promovido grandes debates de cunho político, social e ambiental. No âmbito nacional, 10 anos após a implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal nº 12.305/2010, estados e municípios encontram dificuldades no cumprimento das disposições da referida lei.

Motivo de grandes discussões, a disposição final adequada dos resíduos sólidos urbanos ainda caminha a passos lentos. Dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE (2020), indicam que o percentual de disposição adequada em aterros sanitários foi de 59,5% das 79 milhões de toneladas de RSU coletados em 2019. Outro fato importante a se considerar, consiste no percentual de resíduos orgânicos verificados na gravimetria dos resíduos sólidos urbanos, cerca de 45% (ABRELPE, 2020). Cabe salientar que a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos permite a recuperação energética, de forma eficiente, através da utilização de tecnologias modernas e em alguns casos, de processos relativamente simples.

Ressalta-se que o material orgânico disposto adequadamente ou não, inicia a sua decomposição de forma natural. Dependendo das condições na qual foram expostos, esse processo pode acarretar danos ambientais de grande relevância. Cita-se a emissão de gases causadores de efeito estufa – GEE, a contaminação de fontes hídricas e do solo, o desprendimento de odores desagradáveis, a proliferação de vetores, entre outros. A questão do tratamento adequado dos resíduos orgânicos pode se tornar um problema de saúde pública e deve ser tratada como tal.

Processos biológicos têm sido amplamente estudados como formas de tratamento de resíduos orgânicos. Resíduos de fácil degradação podem ser empregados em processo de digestão anaeróbia, visando à produção de biogás para recuperação energética. Resíduos com menor potencial de degradação, são empregados em processos aeróbios, de compostagem, cujo produto final é um composto nutritivo do ponto de vista agrônômico, e utilizável em culturas agrícolas, podendo ser uma alternativa à adubação química.

Processos anaeróbios têm como resultado principal a formação do gás metano, que embora apresente elevado potencial poluidor como GEE, se produzido

em locais adequados, apresenta-se como uma interessante fonte de energia renovável, devido ao seu elevado poder calorífico. Seu uso energético se torna atrativo para geração de energia elétrica, energia térmica, como biocombustível veicular e/ou para injeção na rede de gás natural, mitigando os efeitos dos GEE. O processo anaeróbio tem se difundido de forma eficiente no tratamento de resíduos orgânicos, devido à capacidade da recuperação energética em extensa variedade de resíduos.

O processo anaeróbio apresenta um efluente nutritivo do ponto de vista agrônômico. No entanto, por vezes, o efluente possui uma elevada carga orgânica não estabilizada, o que pode ser um passivo ambiental dependendo da destinação final. Como alternativa, tem sido estudado a utilização do efluente do processo anaeróbio visando melhorar o processo de compostagem. Na compostagem de resíduos vegetais, as concentrações de carbono são elevadas em comparação as concentrações de nitrogênio. Assim, a utilização de lodos de processos anaeróbios pode equilibrar a relação entre os nutrientes.

De modo geral, compostar apenas o efluente do processo anaeróbio não é viável, devido ao alto teor de umidade e granulometria reduzida. Assim, a utilização de resíduos estruturantes, geralmente resíduos vegetais, tem se mostrado atrativo do ponto de vista do processo de compostagem. A utilização do lodo anaeróbio tende a melhorar a qualidade do processo de compostagem de resíduos vegetais, fornecendo nutrientes. Por outro lado, a compostagem permite estabilizar a matéria orgânica residual presente no lodo do processo anaeróbio.

Este estudo está inserido no projeto de pesquisa intitulado “Geração de energia elétrica por metanização e gaseificação a partir de resíduos sólidos orgânicos”, executado no âmbito da Chamada Pública VPDE COPEL DIS 001/2017 do Projeto prioritário de Eficiência Energética e Estratégico de P&D PD2866-0472/2017, financiado pela Companhia Paranaense de Energia – COPEL (Contrato de cooperação técnico-científica nº 4600013405). Sendo assim, esta pesquisa buscou avaliar os processos biológicos de forma integrada, analisando a operacionalidade de uma planta de biogás em escala real através da DA de resíduos orgânicos gerados na Universidade Estadual de Londrina. Assim como, avaliar a melhora do processo de compostagem de resíduos de origem vegetal com a adição do lodo anaeróbio sedimentado do efluente da DA.

2 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho da planta de digestão anaeróbia em escala real de pequeno porte UP-BioUEL (Unidade de Pesquisa em Biogás da Universidade Estadual de Londrina), visando o aproveitamento energético do biogás; e a utilização do lodo sedimentado no processo de compostagem com resíduos vegetais, gerados no campus da Universidade Estadual de Londrina - UEL.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o desempenho operacional da UP-BioUEL e estabelecer condições ótimas para a máxima produção de metano em processo anaeróbio conduzido com COV variável e diferentes substratos.
- Avaliar a recirculação do lodo clarificado no processo de DA com vistas à melhoria dos parâmetros físico-químicos do afluente.
- Avaliar o uso do lodo anaeróbio sedimentado - LAS da UP-BioUEL como fonte de nitrogênio na compostagem de resíduos vegetais e sua influência a qualidade do composto orgânico produzido.
- Avaliar o gerenciamento dos resíduos vegetais no campus da UEL e dimensionar leira de compostagem a partir dos resultados experimentais obtidos nesta pesquisa.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS

De acordo com a Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS (BRASIL, 2010), com intuito de estabelecer diretrizes ao gerenciamento e a gestão integrada dos resíduos sólidos, define-se resíduos sólidos – RS como:

“material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.”

Quanto à origem, a PNRS (BRASIL, 2010) define as fontes geradoras de resíduos sólidos como:

- a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;
- b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
- c) resíduos sólidos urbanos: os englobados nas alíneas “a” e “b”;
- d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”;
- e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”;
- f) resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
- g) resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS;
- h) resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;
- i) resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;
- j) resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;
- k) resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios”

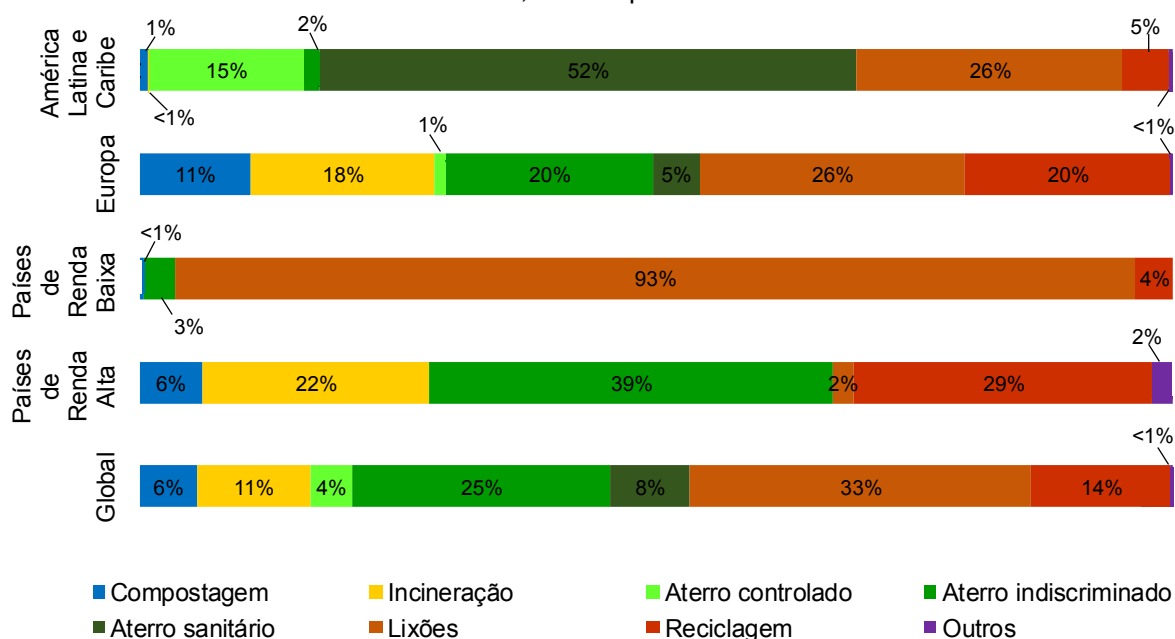
A maior parcela da geração de RS concentra-se nas áreas urbanas, devido aos maiores quantitativos populacionais estarem presentes nessas áreas. Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2016), o êxodo rural

concentrou mais de 50% da população mundial em centros urbanos e estima que para 2050 esse índice deva atingir 70% da população mundial.

Do mesmo modo, a geração de RS é intensificada pelo modelo de vida consumista adotado no século XXI e impulsionada pela aglomeração nos centros urbanos, elevando a geração de resíduos sólidos urbanos - RSU. Dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE (2020) mostram que em 2019 foram gerados no Brasil 79,2 milhões de toneladas de RSU, com uma cobertura de coleta de 92% (72,7 milhões de toneladas).

Os dados para destinação adequada no Brasil indicados pela ABRELPE (2020) chegam a 59,5% dos RSU descartados em aterros sanitários em 2019, representando um aumento de 0,4% em relação ao ano de 2018. Números próximos aos identificados para a América Latina e Caribe (Figura 1) (KAZA *et al.*, 2018).

Figura 1 - Destinação dos RSU (em massa) mundialmente, em países de renda baixa e países de renda média alta, na Europa e América Latina



*Aterro indiscriminado: sem definição do tipo.

Fonte: Adaptado de Kaza *et al.* (2018)

Verificam-se elevadas variações no percentual de RSU destinado para lixões. Nos países de renda alta foram identificados 2% de RSU descartados em lixões, percentual inferior à média global de 33% (KAZA *et al.*, 2018). Os percentuais de RSU descartados no Brasil são de 40,5% (ABRELPE, 2020), superiores aos percentuais

globais, europeus e latino-americanos, sendo inferiores apenas aos valores identificados nos países de renda baixa.

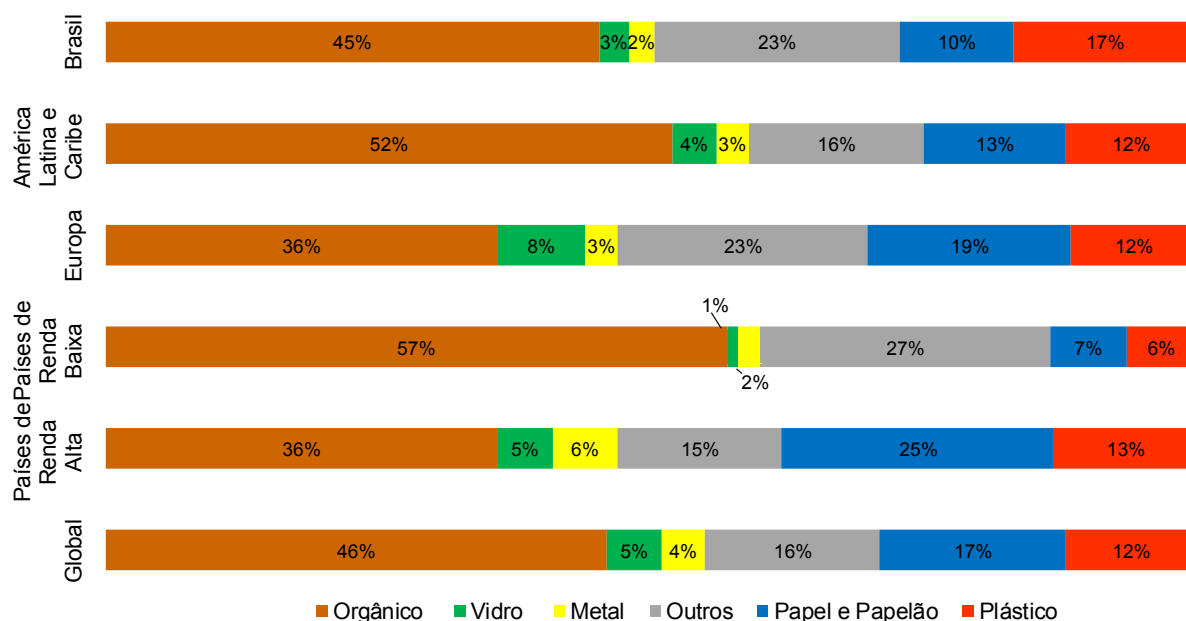
O montante de RSU gerado pelos centros urbanos apresenta tendência de crescimento, impulsionado pelo crescimento populacional e o aumento na geração per capita de RSU. No Brasil, em 2002, a geração de RSU por habitante nos centros urbanos era de 0,64 kg.habitante⁻¹.dia⁻¹. Após pouco mais de uma década, o quantitativo per capita quase dobrou, com geração de 1,041 kg.habitante⁻¹.dia⁻¹ em 2013 (ABRELPE, 2013).

Em 2019, a geração per capita de RSU foi de 1,038 kg.habitante⁻¹.dia⁻¹, equivalente ao acréscimo de 0,39% em relação a 2017, quando o quantitativo foi de 1,035 kg.habitante⁻¹.dia⁻¹ (ABRELPE, 2020). Porém, os dois últimos levantamentos apontam reduções de geração per capita em comparação com o ano de 2013, sendo de 0,57% para 2017 e 0,19% para 2018.

A nível global, Kaza *et al.* (2020) estimam que para o ano de 2025 a geração per capita de RSU será próxima de 1,42 kg.habitante⁻¹.dia⁻¹. Com projeções da ONU estimando que a população mundial deverá ser de 8,2 bilhões de pessoas em 2025 (ONU, 2020), a geração de RSU apresentará um salto no quantitativo global. Ao se comparar a taxa de crescimento da geração de resíduos com a taxa de crescimento populacional, a maior taxa de crescimento é na geração de resíduos, justificado pelas mudanças nos hábitos de consumo (GUERI, 2017).

Do total de RSU gerados pela sociedade, o maior percentual caracteriza-se por ser de origem orgânica. A gravimetria característica dos RSU varia de acordo com a região, país ou continente, além de costumes locais e culturais. De acordo com os dados da ABRELPE (2020), o Brasil tem geração de resíduos sólidos orgânicos - RSO de 45% em relação ao RSU gerado, abaixo da média mundial de 46%. Ainda segundo o levantamento, a Europa apresenta geração de RSO de 36% em relação ao RSU, média similar a dos países ricos (Figura 2) (ABRELPE, 2020; KAZA *et al.*, 2020).

Figura 2 - Composição gravimétrica dos RSU gerados mundialmente, em países de renda alta e baixa, na Europa, América Latina e no Brasil



Fonte: Adaptado de ABRELPE (2020); Kaza *et al.* (2018)

3.2 RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS - RSO

Diferentemente dos RSU, os RSO não possuem uma definição própria, estabelecida em leis, normas ou regulamentações (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000). Para Silva (2009b) os RSO compreendem os resíduos de origem orgânica derivados de atividades agrícolas, da produção de ração, adubo, e da colheita de culturas diversas e atividades relacionadas à produção de alimentos. Saneamento básico em Estações de Tratamento de Água - ETA e de Estações de Tratamento de Esgoto – ETE também apresentam geração de RSO.

O maior quantitativo de RSO refere-se à parte putrescível dos RSU, composta por uma mistura de resíduos de cozinha, frutas e vegetais, de jardim entre outros. Esses resíduos apresentam teor de umidade entre 85 e 90% tornando-os aptos a processos biológicos para recuperação energética (SILVA, 2009b; DONG *et al.*, 2010).

Devido à fácil degradabilidade de grande parte do RSO, a PNRS (BRASIL, 2010) estabelece em seu Art. 3º - VII, critérios quanto à destinação ambientalmente adequada para esse tipo de resíduo:

“destinação final ambientalmente adequada: destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sisnama, do SNVS e do Suasa, entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos; [...]”

Em situações de manejo incorreto dos RSO estes passam a ser um passivo ambiental de alto impacto negativo. Os produtos resultantes do processo de decomposição dos RSO podem vir a causar sérios problemas ambientais (GUREI, 2017). Por se inserirem nos ciclos biogeoquímicos naturais, os produtos da degradação apresentam-se como precursores de contaminação hídrica através da percolação de lixiviado, favorecimento da proliferação de vetores, geração de odores e emissão de Gases de Efeito Estufa - GEE (MATA-ALVAREZ, 2003).

Grande parcela de RSO é composta por resíduos que apresentam biodegradabilidade elevada, com teores de sólidos totais voláteis - STV acima de 80% (ANGELIDAKI *et al.*, 2009). Assim, os resíduos alimentares - RA, que são resultantes do processo de urbanização (SANTOS *et al.*, 2014), apresentam ótimos perfis de biodegradabilidade, com elevadas concentrações de sólidos voláteis e podem ser empregados em sistemas anaeróbios para recuperação energética (GUERI, 2017).

Outra parcela significativa dos RSO que permite processo de recuperação energética é referente aos resíduos vegetais - RV. Estes são provenientes de atividade relacionadas à manutenção de jardins, gramados, aparas de árvores e coleta de folhas nas áreas urbanas (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002). Resíduos de alimentos (frutas, verduras e vegetais), oriundos da produção, comercialização e consumo são provenientes de atividade relacionadas a centros de distribuição, feiras livres, mercados, estabelecimentos alimentares e residências também contribuem de forma significativa na geração dos RSO (LEITE *et al.*, 2009; SILVA, 2009b).

3.2.1 Resíduos alimentares

Dados da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação – FAO (2019) apontam que 847 milhões de pessoas sofrem com a falta de alimentos no mundo. Estima-se que 1,3 bilhão de toneladas de alimentos são desperdiçados, o que corresponde a aproximadamente 33% de todo alimento produzido no mundo (FAO,

2013). Desse montante, aproximadamente 6% das perdas de alimentos ocorrem na América Latina e no Caribe (FAO, 2016).

Ainda segundo a FAO (2016), o quantitativo de desperdício de alimentos da América Latina é superior a 127 milhões de toneladas por ano. O Brasil colaborou com esse desperdício em aproximadamente 41 mil toneladas por ano, figurando entre os 10 países que mais desperdiçam alimentos no mundo.

Tamanho desperdício apresenta reflexos na perspectiva ambiental. Estimativas da FAO (2013) sugerem que o desperdício de alimento seja equiparável à emissão de 3,3 bilhões de toneladas de CO₂. O desperdício alimentar é o terceiro maior emissor do gás, se inserido ao ranking mundial, estaria atrás apenas de China e EUA.

O tamanho do desperdício de alimentos pode ainda ser comparado a perdas de 250 km³ de água. As terras ocupadas com a produção de alimentos que são descartados somam 1,4 bilhão de hectares, aproximadamente 30% das terras cultivadas. Os custos para produção do quantitativo dos alimentos descartados somam U\$750 bilhões, o equivalente ao PIB da Suíça (FAO, 2013).

Ferreira (2015) e Magalhães (2018) afirmam que o desperdício de alimentos ocorre por toda a cadeia produtiva, consequência da falta de cuidado e manuseio. A maior parcela de desperdício tem origem no consumo, cerca de 28%, assim como os processos produtivos dos alimentos. Cerca de 22% dos alimentos desperdiçados são perdidos por manuseio e armazenamento inadequado, seguido pela comercialização e distribuição com 17% das perdas. Os 5% restantes são referentes às perdas por processamento dos alimentos (FAO, 2016).

A parcela do consumo é representada por cereais, carnes, massas, embutidos, ovos, frutos e verduras, originários do processo de preparação dos alimentos, sobras não servidas e não consumidas em residências, restaurantes comerciais e coletivos, churrascarias, pizzarias, lanchonetes e bares (GUERI, 2017).

Quanto à composição desses resíduos, a variação dos cardápios, tipos de alimentos servidos, características comerciais do local de geração, cultura, geografia entre outros vários fatores, colaboram para que não se tenha uma característica marcante e homogênea. Quanto aos RA provenientes da alimentação humana, apresentam como características, elevadas concentrações carboidratos, fato que confere ao substrato grande capacidade de recuperação energética por processos anaeróbios (ANGELIDAKI *et al.*, 2009; LABATUT *et al.*, 2011).

3.2.2 Resíduos vegetais

Os resíduos vegetais estão incluídos na categoria de biomassa vegetal, que apresentam elevada geração em processos agropecuários (TUESORN *et al.*, 2013). A biomassa é responsável por suprir 13% do consumo mundial de energia primária, sendo responsável por 1% da geração de energia elétrica no mundo (ANEEL, 2008).

No meio urbano, os resíduos vegetais apresentam origens diversas. Parte dos resíduos vegetais são caracterizados como resíduos de alimentos, derivados de resíduos de frutas e verduras, originados na comercialização e consumo (LEITE *et al.*, 2009). Também são considerados resíduos vegetais as sobras das atividades de manutenção de jardins, gramados, folhas, aparas de árvores na área urbana e papéis (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002).

Os maiores percentuais de resíduos vegetais presentes nos RSU são originários das atividades de limpeza das vias públicas e partes externas das residências. Além disso, os RSU apresentam variações quantitativas em função da sazonalidade de geração ao longo do ano, o que dificulta a recuperação energética, ocasionando soluções desenvolvidas em pequenas escalas, com iniciativas muito pontuais e desarticuladas (MEIRA, 2010).

As utilizações mais comuns para os resíduos vegetais são manufatura de papel, produção de combustível, compostagem e alimentação, humana e animal. Esses resíduos apresentam grande concentração de matéria orgânica e alto teor de carbono, (LEITE *et al.*, 2009), porém, apresentam em sua composição lignina, o que reduz as possibilidades de seu aproveitamento energético por bio-conversão devido à baixa degradação biológica do composto. Em processos biológicos anaeróbios, os resíduos vegetais são utilizados como co-substrato (SÁNCHEZ, 2009), sendo indicado o tratamento aeróbio por meio da compostagem (FERNADES e SILVA, 1999).

3.3 TECNOLOGIAS EMPREGADAS PARA RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA EM RSO

As possibilidades de reciclagem dos RSO permitem agregar valor ao resíduo, convertendo-o em biofertilizantes ou energia renovável. Devido às características

biodegradáveis e variabilidade de nutrientes existentes nestes resíduos (YONG *et al.*, 2015; WOON e LO, 2016), diversas tecnologias têm sido utilizadas para o aproveitamento energético dos RSO, objetivando promover o reaproveitamento e minimizar os riscos ambientais causados pela disposição irregular de resíduos sólidos orgânicos (MAGALHÃES, 2018).

Dentre as principais tecnologias utilizadas para reduzir a carga poluidora dos RSO são elencadas a compostagem, incineração, pirólise e digestão anaeróbia (ALVES *et al.*, 2012). Woon e Lo (2016) elencam as formas de recuperação energética mais utilizadas, sendo a rota termoquímica e a rota bioquímica, ambas consideradas fontes de energias renováveis.

A rota termoquímica considera tecnologias como a incineração e a pirólise, que utilizam tratamento térmico para redução de volume do RSU. No entanto, essa tecnologia apresenta custo elevado e necessidade de tratamento dos gases resultantes do processo (KOMEMOTO *et al.*, 2009; WOON e LO, 2016). A rota bioquímica, segundo Foresti *et al.* (1999), consiste na ação microbiológica e enzimática para converter a matéria orgânica em produtos mais simples, ricos em nitrogênio, fósforo e outros minerais, além de gases, que se captados podem ser utilizados como combustíveis para geração térmica e elétrica.

3.3.1 Processos biológicos de estabilização de matéria orgânica

Os tratamentos biológicos para estabilização da matéria orgânica podem ocorrer em condições aeróbias e anaeróbias, de modo a propiciar a reciclagem e a valorização dos resíduos orgânicos. A partir delas, podem-se obter subprodutos de elevado interesse, sendo compostos orgânicos para fins agrícolas resultantes da compostagem; o biogás, com altos percentuais de metano, resultante da digestão anaeróbia, além do efluente do processo anaeróbio, considerado como um fertilizante orgânico de elevado valor nutricional (AMARAL *et al.*, 2004).

As características dos RSO, em geral, permitem a recuperação energética nos resíduos. Os processos biológicos têm sido utilizados para estabilizar a matéria orgânica existente e maximizar o seu reaproveitamento (TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002; MATA-ALVAREZ, 2003). Dentre os processos biológicos, o mais difundido é a compostagem, devido à simplicidade do processo e baixo custo

operacional, além de expor os resíduos à degradação e decomposição química e biológica (TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002).

Por outro lado, a Digestão Anaeróbia – DA tem se consolidado como uma alternativa de reaproveitamento energético dos RSO. Considerado um processo economicamente viável e de baixo impacto ambiental, que proporciona a recuperação energética através da geração de biogás, além do efluente resultante do processo apresentar características agronômicas interessantes para aplicação em cultivos agrícolas (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000; AMARAL *et al.*, 2004; SHAHRIARI *et al.*, 2012).

3.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA - DA

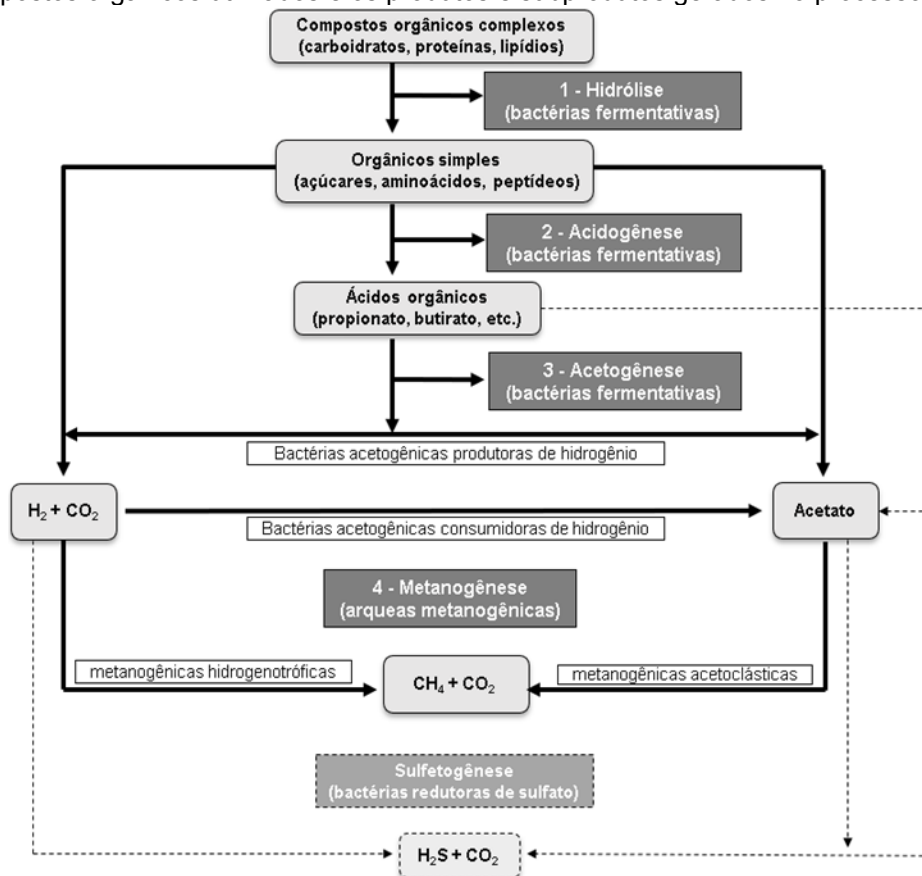
A digestão anaeróbia pode ser compreendida como um processo bioquímico, ligado ao ciclo biogeoquímico do carbono, que ocorre na ausência de oxigênio molecular (FORESTI *et al.*, 1999). Um consórcio de diferentes tipos de microrganismos, degradam o material orgânico através de distintas reações bioquímicas interdependentes (fermentações, oxidações, reduções) (FERREIRA, 2015), gerando o biogás (REICHERT, 2005), composto por metano - CH₄, dióxido de carbono - CO₂, água - H₂O, gás sulfídrico ou sulfeto de hidrogênio - H₂S) e amônia - NH₃ (GERARDI, 2003). De 70 a 90% do material orgânico biodegradável pode ser convertido em biogás. O material orgânico não convertido deixa o processo por meio do efluente (CHERNICHARO, 2016).

Diferentes tipos de resíduos orgânicos possuem características que permitem a digestão anaeróbia, especialmente os que apresentam elevadas concentrações de matéria orgânica. Digestores anaeróbios têm sido empregados para o tratamento de resíduos sólidos ou líquidos, como esgoto sanitário, dejetos de animais, resíduos da agricultura, resíduos industriais e biomassas em geral (LEITE *et al.*, 2004; SHAHRIARI *et al.*, 2012; CHERNICHARO, 2016).

Amaral *et al.* (2004) descrevem a DA como uma tecnologia altamente sustentável do ponto de vista ambiental, pois permite a recuperação energética do resíduo orgânico através do aproveitamento energético do biogás e da utilização do efluente do processo como fertilizante, para elevar a qualidade do solo (DONG, *et al.*, 2010).

O processo de DA ocorre em quatro fases principais (Figura 3): hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. A velocidade da reação nas fases hidrolítica e metanogênica devem ser similares, caso contrário, pode ocasionar o acúmulo de ácidos no processo, caso a fase hidrolítica ocorra com maior velocidade (WEILAND, 2010). Deste modo, sugere-se que estas duas fases sejam as mais importantes do processo (WU *et al.*, 2019). Em alguns casos pode haver a ocorrência de uma quinta fase, a sulfetogênese, que ocorre caso a composição química do substrato apresente concentrações de sulfato, sulfito, enxofre e outros compostos sulfurados (CHERNICHARO, 2016).

Figura 3 - Esquema de compreensão das reações entre as fases da digestão anaeróbia com os compostos orgânicos utilizados e os produtos e subprodutos gerados no processo



Fonte: Chernicharo (2016)

3.4.1 Etapas da digestão anaeróbia

- **Hidrólise** - Na fase inicial do processo, os microrganismos não são capazes de assimilar a matéria orgânica - MO particulada, assim às bactérias fermentativas

excretam exoenzimas extracelulares que reduzem os polímeros orgânicos complexos em compostos mais simples (AMANI *et al.*, 2010; CHERNICHARO, 2016). Proteínas, carboidratos e lipídios são hidrolisados em aminoácidos, açúcares, ácidos graxos e glicerina, respectivamente (PROSAB, 1999; AMANI *et al.*, 2010; CHERNICHARO, 2016). Parâmetros como temperatura, tempo de residência, composição do substrato; tamanho das partículas; pH; concentração de amônio e produtos resultantes da reação hidrolítica podem influenciar no tempo de duração da hidrólise, assim como no grau e na taxa em que o substrato é hidrolisado (CHERNICHARO, 2016).

- **Acidogênese** - Os produtos solúveis originados na fase hidrolítica são metabolizados em compostos mais simples e posteriormente excretados pelas bactérias fermentativas acidogênicas (GERARDI, 2003). Os principais produtos resultantes da acidogênese são ácidos orgânicos, que variam conforme a espécie de bactéria e condições ambientais do processo (BRAGUGLIA *et al.*, 2018). Podem ser ácidos orgânicos de cadeia curta (ácido butírico, ácido propiônico, ácido acético), álcoois, ácido lático, dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células microbianas (PROSSAB, 1999; AQUINO, 2005; OLIVEIRA, 2012; CHERNICHARO, 2016). Também nesta fase, os microrganismos facultativos oxidam o substrato consumindo o oxigênio dissolvido, se presente. Tal fato impede que o oxigênio dissolvido se torne um fator limitante da fase metanogênica (OLIVEIRA, 2012).
- **Acetogênese** - Os produtos resultantes da fase acidogênica são oxidados pelos microrganismos sintróficos em compostos intermediários, fornecendo compostos apropriados para os microrganismos metanogênicos da fase subsequente (AMANI *et al.*, 2010; BRAGUGLIA *et al.*, 2018). Parte do material biodegradável é convertido em propionato e butirato e, posteriormente, são decompostos em acetato e hidrogênio pela ação das bactérias acetogênicas (PROSSAB, 1999; REIS, 2012; AQUINO; CHERNICHARO, 2016). Caso às bactérias acidogênicas da etapa anterior produzam hidrogênio em excesso, esse composto pode se tornar tóxico ao processo, uma vez que às bactérias acetogênicas sobrevivem apenas concentrações parciais de hidrogênio dissolvido (H^+) no meio (BRAGUGLIA *et al.*, 2018).

- **Metanogênese** - Na metanogênese, dois grandes grupos de microrganismos metanogênicos (acetoclásticos e hidrogenotróficos) convertem ácido acético e hidrogênio resultantes da fase anterior em metano e dióxido de carbono (PROSSAB, 1999; DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; CHERNICHARO, 2016). Os acetoclásticos utilizam o acetato como fonte de carbono e energia, gerando gás carbônico e metano. Os hidrogenotróficos usam o hidrogênio e o carbono do CO₂ como fonte de energia e acceptor final de elétrons, respectivamente. Deste modo, os compostos são metabolizados e convertidos em gás metano (CHERNICHARO, 2016). Outro grupo de microrganismos, os metilotróficos, sintetizam metanol e metilaminas em metano (ENZMANN *et al.*, 2018). A fase metanogênica é a etapa mais sensível do processo de DA. Os microrganismos responsáveis pela formação de metano são procariotas estritamente anaeróbios e com elevada sensibilidade às variações de pH, alcalinidade e temperatura (GERARDI, 2003).
- **Sulfetogênese** - Em situações em que o substrato do processo da DA contenha sulfatos, sulfitos e outros compostos sulfurados, pode ocorrer a etapa extra da DA, a sulfetogênese. Nessa etapa, às bactérias redutoras de sulfato envolvidas, tem capacidade de utilizar toda cadeia de AGV, assim como hidrogênio, metanol, etanol, glicerol, açúcares, aminoácidos e acetato para o seu metabolismo (CHERNICHARO, 2016). Desse modo, tornam-se concorrentes com os microrganismos fermentativos (hidrolíticos), acetogênicos e metanogênicos pelo mesmo substrato. Essa competição pode ocasionar estresse no processo e, conseqüentemente, perda da produção de metano devido às bactérias sulforedutoras utilizarem o substrato para produção de sulfetos (APPELS *et al.*, 2008; CHERNICHARO, 2016). A redução do sulfato em sulfetos resulta na formação de H₂S, característico por apresentar corrosividade em metais e odor desagradável (CHERNICHARO, 2016).

3.4.2 Fatores interferentes no processo de DA

A eficiência do processo de DA pode ser influenciada significativamente por diversos parâmetros: pH, alcalinidade, ácidos graxos voláteis - AGV, temperatura, teor de sólidos, carga orgânica volumétrica - COV, tempo de detenção hidráulica - TDH, agitação, presença de nutrientes, substâncias tóxicas, inóculo e características da biomassa (REIS, 2012; CHERNICHARO, 2016). Outros parâmetros indicam a

eficiência do processo na conversão de substrato em subprodutos: demanda química de oxigênio - DQO e conversão de sólidos totais voláteis - STV (WU *et al.*, 2019).

3.4.2.1 pH, alcalinidade e AGV

O controle e a estabilidade dos parâmetros pH, alcalinidade e AGV estão correlacionados. A variação do pH ocorre em função da concentração de AGV no processo e a capacidade da alcalinidade em neutralizar os AGV, produzidos em excesso nas fases hidrolítica e acidogênica (GERARDI, 2003).

Diversas faixas de pH são consideradas dentro do processo anaeróbio. Esses valores são importantes devido a cada tipo de microrganismo se adaptar melhor em diferentes faixas de pH (MALINOWSKY, 2016). Segundo Chernicharo (2016), o pH no processo de DA deve se manter em níveis entre 6 e 8 para garantir a produção do metano, porém, as arqueas metanogênicas apresentam maior produção em pH de 6,6 e 7,4. Valores de pH entre 6,8 e 7,2 são indicados para evitar a toxicidade da amônia livre e garantir concentrações adequadas de nitrogênio amoniacal (GERARDI, 2003). Valores de pH fora da faixa 6,3 a 7,8 podem afetar diretamente o nível da atividade metabólica dos microrganismos metanogênicos (GUERI, 2017).

A manutenção do parâmetro pH em níveis considerados ideais é determinado pela concentração de CO₂ na fase gasosa e pela alcalinidade do bicarbonato (HCO₃⁻) na fase líquida (APPELS *et al.*, 2008). A estabilidade do pH é fator fundamental para garantir a manutenção da atividade microbológica, devido a sensibilidade das arqueas metanogênicas a variações bruscas de pH. Em caso de acidificação do processo (pH menor que 6), Gerardi (2003) sugere que seja utilizado um composto alcalinizante para retornar o parâmetro a faixa adequada.

Segundo Gerardi (2003) a alcalinidade é resultante da degradação de compostos orgânicos nitrogenados (aminoácidos e proteínas), do mesmo modo pode ser produzida na geração de CO₂ durante a degradação de compostos orgânicos. A alcalinidade é subdividida em alcalinidade total (AT), alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade parcial (AP).

A AT é descrita por Leite *et al.* (2004) como aquela identificada por métodos analíticos titulométricos com titulação até pH 4,5, representando a soma das demais alcalinidades. A faixa ideal de AT varia de 1.500 a 3.000 mg.L⁻¹ (GERARDI, 2003),

porém, são aceitáveis ao processo de DA, valores entre 1.000 e 5.000 mg.L⁻¹ (METCALF e EDDY, 2016).

A AP é equivalente à alcalinidade dos ácidos orgânicos, enquanto a AI é equivalente à alcalinidade do bicarbonato. AP e AI são resultantes do processo analítico em titulação até pH 5,75 e 4,3 respectivamente. O resultado da relação entre elas, AI/AP, é um indicativo de estabilidade da DA, sendo que a relação não deve exceder 0,3, caso contrário são indicados distúrbios no processo (CHERNICHARO, 2016).

Os AGV são compostos metabolizados pelas bactérias fermentativas acetogênicas, sendo os principais: ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico, ácido valérico e ácido capróico (MALINOWSKY, 2016). A geração dos AGV é resultante da decomposição dos compostos orgânicos durante a digestão. Caso a produção de AGV seja maior que a capacidade tamponante da alcalinidade, ocorre uma forte acidificação e consequente desestabilização do processo (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; CHERNICHARO, 2016). A AT é o parâmetro responsável por neutralizar os AGV, que não devem exceder a concentração de 2.000 mg.L⁻¹ (METCALF e EDDY, 2016). Sugere-se que em reatores anaeróbios estabilizados a concentração possa variar entre 50 e 400 mg.L⁻¹ (ZICKERFOOSE e HAYES, 1976).

A relação entre AGV e AT é um indicador de estabilidade do processo de DA e se os produtos intermediários do processo estão sendo convertidos em metano (GUERI, 2017). A relação AGV/AT não deve exceder 0,5 para que a DA seja eficiente na geração de metano (LEITE *et al.*, 2004). Zickerfoose e Hayes (1976) e Callaghan *et al.* (2002) consideram três faixas da relação AGV/AT: menor que 0,4, garante estabilidade do processo; até 0,8, pode apresentar alguma instabilidade; acima de 0,8, possível ocorrência de instabilidades.

3.4.2.2 Temperatura

A temperatura é um parâmetro físico de grande importância na manutenção da atividade metanogênica, apresentando efeitos significativos na estabilidade do processo e produção de metano (FERREIRA, 2015). O metano pode ser produzido em temperaturas que variam de 0 a 97°C, divididas em faixas: psicrófila (4 a 15°C), mesófila (20 a 40°C) e termófila (45 a 60°C) (CHERNICHARO, 2016). No entanto, os maiores rendimentos são identificados em temperaturas ótimas, nas faixas mesófila

(30 a 35°C) e termófila (50 a 55°C) (MALINOWSKI, 2016). Na faixa psicrófila a geração de metano é baixa (GERARDI, 2003). Deublein e Steinhauser (2008) alertam que variações maiores que 2°C na temperatura podem ocasionar distúrbios ao sistema e reduções de até 30% da produção de biogás.

Os processos anaeróbios conduzidos em temperatura na faixa mesófila são menos suscetíveis às variações de temperatura em relação aos processos conduzidos em faixa termófila. No entanto, apresentam percentuais de metano inferiores, ocasionado pela maior demanda de nutrientes necessários para suprir a concorrência da ampla gama de microrganismos atuantes no processo (MAO *et al.*, 2015).

Chernicharo (2007) relata a influência da temperatura na fase hidrolítica, sendo o parâmetro responsável pelo processo de transferência de massa e a atividade enzimática. Caso ocorram reduções na temperatura durante o processo, a degradação poderá sofrer inibição.

3.4.2.3 Teor de sólidos, COV e TDH

O teor de sólidos utilizado classifica o processo de DA em: via úmida, via semi-seca e via seca (<5%, 10 – 20%, >20% ST respectivamente) (POULSEN, 2003). Deste modo, a concentração de ST presente no processo anaeróbio influencia significativamente as taxas de transferência de massa dos metabólitos produzidos nas fases acidogênicas e consumidos pelas metanogênicas, o que é refletido na geração de metano (FERREIRA, 2015). Segundo Poulsen (2003), para processos de via úmida o teor de sólidos deve ser de 3 a 12% para garantir maior eficiência do sistema, do ponto de vista técnico e operacional.

Para Ferreira (2015), em reatores que operam com via úmida, é fundamental que a mistura interna seja mantida em constante agitação, o que reduz o risco de formação de compostos tóxicos. Nesse sistema de operação ocorre um maior fluxo de transferência dos ácidos orgânicos, gerados na fermentação, para a fase metanogênica, o que pode reduzir o acúmulo de ácidos orgânicos, resultando na acidificação do reator.

Em geral, teores de sólidos são divididos em sólidos totais - ST e sólidos totais voláteis - STV. Concentrações de ST elevadas são utilizadas em reatores que operam em sistema de batelada, onde a concentração de ST varia próximo a 20%. Para

concentrações de ST baixas, utiliza-se reatores de fluxo contínuo, com teores de ST entre 4 e 8% (LEITE *et al.*, 2009).

O teor de sólidos da mistura interna de reatores anaeróbios de fluxo contínuo depende da manutenção da concentração de STV que é adicionada ao sistema. Esse é realizado por meio da COV e do TDH. A COV é representada pela quantidade de STV inseridos por unidade de tempo (dias) e volume do reator, expressa pela quantidade de STV ($\text{kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$) (CHANDRA *et al.*, 2012; GUERI, 2017). Inserções de COV elevadas podem ocasionar o aumento do teor de ST e STV na mistura interna do reator, ocasionando a acidificação (FERREIRA, 2015). Adoção de COV elevadas podem ser utilizadas para reduzir o tamanho do reator ou elevar a quantidade de matéria orgânica a ser digerida. No entanto, Gueri (2017) alerta sobre possíveis distúrbios no sistema com a utilização de COV elevadas.

O tempo de detenção hidráulica - TDH é o tempo médio que o substrato inserido no reator permanece no processo. Para isso o volume inserido como afluente deve ser igual ao retirado no efluente. O TDH, assim como a COV, são parâmetros que controlam o teor de sólidos na mistura interna do reator. Chernicharo (2017) reitera que a adoção de um TDH muito curto, pode prejudicar o tempo de reprodução dos microrganismos, carregando-os para fora do sistema pelo efluente, necessitando assim que a velocidade específica de crescimento das bactérias seja maior que a taxa de diluição do substrato (LYBERATOS e SKIADAS, 1999). Adoção de um TDH muito longo pode ocasionar a escassez de alimento e a morte dos microrganismos (SIDDIQUE e WAHID, 2018).

3.4.2.4 Agitação

Manter a mistura interna do reator sob constante agitação é essencial para garantir que o sistema se mantenha em equilíbrio térmico e biológico. Appels *et al.* (2008) afirmam que os reatores em que a agitação mantém o substrato homogêneo, ocorrendo um contato íntimo entre o substrato de alimentação e a biomassa ativa, o que garante uma distribuição térmica homogênea, assim como os aspectos químicos, físicos e biológicos em todo o reator. A agitação adequada ainda impede a formação de zonas mortas no interior do reator, evitando que parte do substrato eflua de forma instável, sem ser digerida pelos microrganismos (GUERI, 2017).

Deublein e Steinhauser (2008) recomendam que em reatores com volume superior a 50 m³ sejam operados com agitação, sendo que reatores menores a utilização destes sistemas é dispensável. Gueri (2017) ressalta que a intensidade e duração da agitação são cruciais para o sistema. No entanto, Karin *et al.* (2005) avaliam que os dados sobre os padrões ideais de intensidade e duração da agitação e a forma como o parâmetro afeta a DA, apesar de importantes, são bastante contraditórios.

3.4.2.5 Nutrientes e substâncias tóxicas

Alguns nutrientes são fundamentais para que a DA ocorra sem inibições. Carbono - C, nitrogênio - N e fósforo - P são os principais elementos no processo (SGANZERLA, 1983; FORESTI *et al.*, 1999). Indispensavelmente sódio - Na, potássio - K, magnésio - Mg, cálcio -Ca e alumínio - Al, devem apresentar concentrações mínimas, sendo essenciais na taxa de crescimento microbiológico de organismos anaeróbios (RAMOS, 2008; ZHANG e JAHNG, 2012). Entretanto, McCarty (1964) ressalva que altas concentrações de determinados elementos podem ocasionar a inibição do processo, além de causar acúmulo dos ácidos orgânicos (GUERI, 2017).

Foresti (1999) elenca como principais agentes inibidores da DA as concentrações elevadas de nitratos, cianetos, fenóis, sódio, potássio, cálcio, magnésio, nitrogênio amoniacal, oxigênio e metais. Para Gueri (2017) a melhor forma de combater agentes tóxicos é anulando seu efeito, utilizando para isso um agente antagônico, como exemplo o Na e o K, que se utilizados em combinação se anulam, reduzindo seu potencial tóxico. Gerardi (2003) propõe diluir o substrato afluente para se obter menores concentrações e evitar a toxicidade para o processo.

3.4.2.6 Inóculo e substrato

Para que o processo biológico da DA se inicie e permaneça estável, é fundamental a inoculação dos sistemas com um material que apresente uma comunidade de microrganismos facultativos e metanogênicos instaladas, para garantir o desempenho inicial do processo (AMANI *et al.*, 2010). Malinowisk (2016) ressalta a importância da inoculação do sistema para reduzir o tempo de bioestabilização do reator.

Raposo *et al.* (2011) elencam que os inóculos mais utilizados são lodos provenientes de estações de tratamento de esgoto que utilizam reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*); dejetos suínos, bovinos e de aviários; resíduos digeridos e lixiviados. Para os autores as características do inóculo variam de acordo com a origem, as condições operacionais, carga orgânica e o tempo de detenção em que o inóculo é mantido.

Gueri (2017) ressalva que ainda existe muita discussão sobre qual o melhor inóculo para iniciar um sistema de DA e qual a proporção entre inóculo e substrato. A origem do inóculo deve ser preferencialmente compatível com o tipo de substrato a tratar (FERREIRA, 2015; MAGALHÃES, 2018). Silva (2014) em experimentos utilizando inóculo de dejetos bovinos para tratamento do mesmo tipo de substrato, obteve produção de biogás significativas já no início do processo.

Zhang *et al.* (2007) consideram que alguns parâmetros são de elevada importância para o substrato, sendo eles: características físicas e químicas, umidade, STV, nutrientes, tamanho das partículas e biodegradabilidade dos resíduos orgânicos utilizados. Angelidaki *et al.* (2009) e Raposo *et al.* (2011) consideram que um resíduo que apresente teores de STV superiores a 80%, são de fácil biodegradação e aptos a utilização em processo de DA.

3.4.2.7 Conversão de STV e DQO

A concentração de STV é um parâmetro utilizado na DA para verificar os níveis de matéria orgânica presentes no processo. Desse modo, qualquer variação desse parâmetro é identificada por reduções ou acúmulos de STV na mistura interna do reator, o que pode acusar sobrecarga ou escassez de alimento aos microrganismos. Para Raposo *et al.* (2011), em reatores anaeróbios de batelada, quando ocorre baixa remoção de STV ao final do TDH, é um indicativo da formação de AGV em excesso, o que indica baixa taxa de conversão da matéria orgânica em biogás. Para reatores em sistema semi-contínuo e contínuo, a baixa remoção de STV pode indicar sobrecarga de matéria orgânica ou TDH insuficiente para a conversão do substrato em biogás.

Para verificação da estabilização da matéria orgânica dentro de um biodigestor anaeróbio, Sgorlon *et al.* (2011) sugerem a verificação da DQO para

identificar a estabilidade do processo. Em situações de concentração elevada do parâmetro, supõe-se uma concentração elevada de STV na mistura interna do reator.

3.4.3 Biodigestores anaeróbios

Os biodigestores anaeróbios são definidos por Tarrento e Martinez (2006) como uma câmara fechada onde o material orgânico é inserido em solução aquosa para sofrer decomposição microbiológica. O biodigestor, digestor ou reator, é uma tecnologia utilizada para tratar resíduos orgânicos na ausência de oxigênio (MALINOWISK, 2016). Essa tecnologia relativamente simples permite transformar resíduos orgânicos em biogás e biofertilizante, por processo físicos, químicos e biológicos que ocorrem em seu interior (SHUBEITA, 2016).

3.4.3.1 Modelos de biodigestores

Os biodigestores apresentam-se em uma gama variada de modelos, de acordo com a realidade e a necessidade do local onde será instalado (DEGANUTTI *et al.*, 2008). Shubeita (2016) considera alguns modelos como mais simples, sem o emprego de métodos tecnológicos aprimorados, como o modelo Indiano, Chinês, Canadense e Batelada.

Com o desenvolvimento tecnológico alguns biodigestores passaram a ser concebidos com maior nível tecnológico e controle sobre alguns parâmetros, sendo denominados reatores (SARAVANAN e SREEKRISHNAN, 2006; BALMANT, 2009; SHUBEITA, 2016). Alguns modelos contam com controle de temperatura e agitação, o que permite uma maior eficiência na estabilização da matéria orgânica.

Considerados como sistemas de alta taxa, reatores de fluxo ascendente do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) revolucionaram a concepção sobre o tratamento de efluentes. A utilização da DA para tratamento de efluente sanitário difundiu-se a partir da década de 70, quando foi proposto o UASB (BALMANT, 2009). Esse modelo de biodigestor tem sido empregado para tratamento do esgotamento sanitário em Estações de Tratamento de Esgoto - ETE e para efluentes industriais (VERSIANI, 2005; KUNZ, 2014).

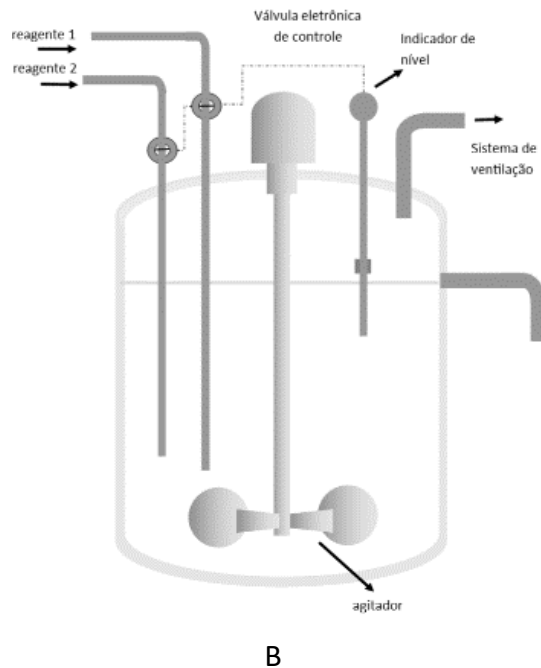
Com a disseminação e evolução dessa tecnologia, novos modelos de reatores de alta taxa foram desenvolvidos. Modelos como o reator de leito de lodo granular

expandido (EGSB - *Expanded Granular Sludge Bed*), que conta com recirculação do lodo, e o reator de leito fluidizado (AFBR - *Anaerobic Fluidized Bed Reactor*), caracterizado por tratar afluente por bombeamento em leito filtrante. Todos esses modelos são destinados ao tratamento de esgoto sanitário (SARAVANAN, SREEKRISHNAN, 2006).

Uma variação do modelo UASB, é o reator tipo mistura completa ou Tanque de Agitação Contínua (CSTR - *Continuous Stirred Tank Reactor*) (Figura 4). Esse sistema é bastante utilizado em países europeus para tratamento de resíduos animais e vegetais, visando a produção de biogás acima da estabilização da matéria orgânica (KUNZ, 2014). Segundo Balmant (2009) esse é o modelo que mais se assemelha aos biodigestores mais simples. Apesar de ser uma variação do UASB, que tem utilização para tratamento sanitário, o CSTR é uma alternativa interessante para a DA devido à possibilidade de controle sobre determinados parâmetros, possibilitando a utilização de uma vasta gama de substratos no processo. Sua característica construtiva é mais simples, no entanto, a tecnologia embarcada ao reator é elevada.

A característica principal desse modelo é o fato de que todo afluente inserido é instantaneamente homogeneizado com a mistura interna, garantindo o máximo contato entre microrganismos e substrato. Em seu processo é possível controlar alguns dos parâmetros mais importantes para a DA, entre eles, temperatura, agitação e nível da mistura interna, pH e pressão interna do sistema (KUNZ, 2014, CIBIOGÁS, 2020). De acordo como o Centro Internacional de Energias Renováveis – CIBiogás (2020), esse modelo de sistema foi criado para suportar grandes cargas volumétricas, tendo como característica principal o sistema de agitação que mantém o conteúdo homogêneo mesmo após novas adições de substrato (CIBIOGÁS, 2020). Em comparação a outros modelos de reatores, Cantrell *et al.* (2008) afirmam que o CSTR possui a maior taxa de geração de biogás, atingindo 1,2 m³ de biogás por m³ de mistura por dia.

Figura 4 - Esquema de um reator CSTR



Fonte: CIBiogás (2020)

Devido à necessidade de um TDH elevado para estabilização da matéria orgânica (BALMANT, 2009), o CSTR tem suas restrições quanto ao uso para tratamento de esgotos sanitários (LYBERATOS e SKIADAS, 1999). Esta necessidade, no entanto, permite a utilização desse modelo em sistemas anaeróbios que visam a maior taxa de conversão de matéria orgânica em biogás. Para o presente estudo, utilizou-se um reator modelo CSTR, assim, com o nível de tecnologia embarcada no sistema, foi possível propiciar condições favoráveis quanto a estrutura do biodigestor no desenvolvimento da pesquisa.

3.4.3.2 Parâmetros operacionais de reatores anaeróbios

3.4.3.2.1 Partida de biodigestores anaeróbios

A partida de um biodigestor anaeróbio é uma das fases mais críticas para o sucesso do processo, visto que é a etapa responsável pelo início de toda atividade microbiana (GUERI, 2017). É fundamental que seja adicionado um inóculo com alta concentração de bactérias adaptadas ao substrato. A utilização de lodo, como inóculo,

advindo de um biodigestor estável, de preferência e que utilize o mesmo substrato (FERREIRA, 2015), garante o fornecimento de microrganismos anaeróbios formadoras de metano e partículas orgânicas estabilizadas. O que pode ser fundamental para o sucesso da partida do sistema. Após a inoculação do sistema, as adições de substrato devem ocorrer com baixas cargas orgânicas e de forma gradual para que o sistema alcance sua estabilidade (GERARDI, 2003).

Meng *et al.* (2014) definem a relação entre a carga orgânica e disponibilidade de alimento para os microrganismos como essencial para o sucesso da partida em um sistema de DA. O volume de inóculo a ser adicionado para partida do sistema, assim como o tempo necessário para que os microrganismos estejam totalmente adaptados ao meio é objeto de muitos estudos e discussões. Ferreira (2015) utilizou como inóculo lodo de UASB de estação de tratamento de esgoto e rúmen bovino, com volumes de 16 m³ e 2,50 m³, respectivamente, para inoculação do biodigestor de 18,8 m³. O sistema foi mantido em repouso por 15 dias. Após esse período, procedeu-se a alimentação do sistema com resíduo alimentar.

Gueri (2017) utilizou como inóculo, efluente de um biodigestor anaeróbio em operação alimentado com dejetos suínos. Em volumes, o autor utilizou uma proporção de 1:210:195, de resíduo alimentar, inóculo e água, para iniciar um sistema de 408 litros. Não houve tempo de repouso e adaptação do inóculo.

Magalhães (2018) em um biodigestor de 1 m³, utilizou 700 litros de lodo de tanque séptico como inóculo. Após a adição do inóculo, o sistema permaneceu em repouso por 15 dias, quando iniciou-se a alimentação de 300 litros de resíduo alimentar durante 7 dias. Essa mistura permaneceu em repouso por mais 30 dias, quando por fim, iniciou-se as alimentações periódicas do sistema, findando a fase de partida.

3.4.3.2.2 Regime de alimentação

PROBIOGÁS (2010), Ferreira (2015) e GEF Biogás Brasil (2020) descrevem três regimes possíveis para alimentação de biodigestores. De acordo com o fluxo, podem ser classificados em:

- **Fluxo contínuo:** Neste sistema a alimentação do digestor é ininterrupta sendo a vazão de entrada igual a vazão de saída, ocorrendo a introdução de afluente várias vezes ao dia. O efluente é descartado do sistema por pressão ou retirada. Esse tipo

de fluxo é utilizado principalmente para biodigestores que realizam o tratamento de esgotos industriais e urbanos. O fluxo contínuo garante processos mais estáveis e com maior taxa de conversão de matéria orgânica em biogás, contudo, requerem maiores custos com a operação.

- **Fluxo Semi-contínuo:** A alimentação é feita apenas uma vez, até completar o TDH, posteriormente são adicionadas novas cargas com frequência mínima de 1 vez ao dia. O digestado é descarregado regularmente na mesma quantidade de substrato inserido. Nesse sistema de fluxo, não há esgotamento total do reator. Este processo é mais usual em pequenas escalas e em áreas rurais. A vantagem em relação ao fluxo contínuo é o menor custo operacional e energético, além de uma maior estabilidade do processo.

- **Fluxo Descontínuo ou Batelada:** Esse modelo de alimentação opera com ciclos de alimentação, digestão e descarte. A alimentação ocorre uma única vez até que o processo de DA termine. Esse modelo de fluxo suporta uma carga orgânica elevada, sendo recomendados para biodigestão de resíduos agropecuários ou de RSU. Porém, esse modelo opera em condições menos estáveis, o que ocasiona uma menor taxa de conversão em metano.

Sistemas de fluxo contínuo são identificados geralmente em biodigestores modelo canadense, utilizados para tratar grandes volumes de resíduos agropecuários (KUNZ, 2014). Diversos autores realizaram pesquisas no campo da geração de biogás utilizando o sistema de fluxo semi-contínuo, devido as dificuldades e custos operacionais (FERREIRA, 2015; MALINOWSKY, 2016; GUERI, 2017, MAGALHÃES, 2018).

3.4.3.2.3 Aquecimento da mistura interna do biodigestor

Para que o processo da DA ocorra de forma estável é crucial que a temperatura interna do biodigestor seja mantida na faixa em que o processo deve ocorrer. O sistema de aquecimento deve ser eficiente de forma a elevar a temperatura do afluente recebido aos padrões da temperatura interna do reator, sem que ocorra prejuízo térmico à mistura presente no interior do mesmo. Além do mais, o sistema de aquecimento deve permitir a compensação da perda de calor do sistema através das paredes, piso e teto do digestor (METCALF e EDDY, 2003).

Appels *et al.* (2008) discorrem sobre os sistemas de aquecimento mais utilizados, dentre eles, o sistema de aquecimento por injeção de vapor, na qual não possui trocador de calor e sim uma caldeira para produção do vapor a ser inserido no interior do sistema. Os autores ainda relatam que em sistemas de aquecimento que operam com trocadores de calor, apresentam a opção de utilizar o sistema de aquecimento para elevar a temperatura da mistura em recirculação ou da adição de afluente, o que garante a estabilidade térmica do sistema.

Os tipos de trocadores externos mais utilizados são: banho-maria, trocador tubular e espiral. No caso dos trocadores tubulares e espirais ocorre um favorecimento ao sistema devido ao seu design de fluxo em contracorrente. Para esses utiliza-se água aquecida por sistemas movidos pelo biogás produzido pelo próprio sistema, ou em situações excepcionais, utiliza-se GLP (APPELS, *et al.*, 2008).

Ferreira (2015) utilizou para aquecimento em um biodigestor anaeróbio de mistura completa com volume de 18,8 m³, que tratou resíduos alimentares, um sistema de aquecimento dotado de uma serpentina, localizada na parte interna do reator, que recirculava água aquecida por um sistema de aquecimento solar. Gueri (2017) também utilizou serpentinas com circulação de água aquecida. No entanto, o aquecimento da água se deu por aquecedores elétricos em um biodigestor de mistura completa de 408 litros que também tratava resíduos alimentares. Malinowsky (2016), com um biodigestor de menor volume, utilizou uma resistência elétrica tipo baioneta, localizado na região central do biodigestor, de mistura completa e volume 115 litros em aço inox, para aquecimento da mistura interna.

3.4.3.2.4 Agitação da mistura interna do reator

Appels *et al.* (2008) consideram diferentes formas de agitação eficiente:

- **Recirculação por bombeamento:** utiliza-se um sistema de bombeamento que capta o lodo do interior do reator e o insere novamente na parte superior. Para os autores a recirculação bombeada externa apesar de eficiente, demanda uma vazão de recirculação de lodo muito grande para garantir uma mistura completa do tanque, o que limita o uso exclusivo desse método de mistura.
- **Agitação mecânica interna:** utiliza-se agitadores mecânicos de turbinas com lâminas planas, sustentadas por um eixo externo que mantém o movimento rotativo

geralmente em velocidades reduzidas, o que mantém a mistura interna do reator em constante agitação e, conseqüentemente, homogênea.

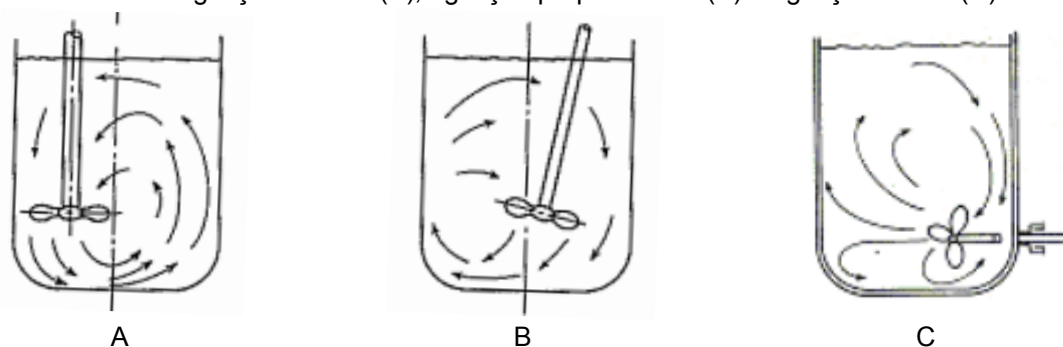
▪ **Mistura interna por injeção de gás:** podem ser utilizados dois sistemas, com gás confinados e não confinados. Em sistemas não confinados, o gás é coletado no topo do tanque de digestão, comprimido e liberado através de um padrão de difusores na parte superior, lateral ou inferior do reator. Em sistemas confinados o gás é coletado no topo, comprimido e descarregado na parte inferior do reator através de tubos confinados imersos no interior da mistura. A dispersão do gás ocorre em bolhas que homogeneízam a mistura interna do reator. Para esse sistema é crucial que a temperatura do reator seja mantida constante.

Olufemi *et al.* (2016) sugerem a divisão entre os processos de agitação e mistura, sendo a diferença fundamentada entre o que se objetiva e a quantidade de substâncias a serem utilizadas no processo. De acordo com o tipo de agitador utilizado, a velocidade do processo varia, e de acordo com o tipo de substância, são utilizados tipos diferentes de agitadores. Para substâncias de baixa viscosidade utilizam-se pás radiais e para elevadas viscosidades agitadores tipo turbinas. A velocidade de agitação varia de acordo com o tipo de impelidor: Agitadores tipo propulsores (grandes – 1.150 a 1.750 rpm; pequeno – 400 a 800 rpm); Agitadores tipo pás (20 a 150 rpm) e Agitadores tipo turbinas (400 a 1.500 rpm) (MaCABE *et al.*, 1993; OLUFEMI *et al.* 2016).

MaCabe *et al.* (1993) e Manshoor *et al.* (2015) discorrem sobre a influência da agitação mecânica no interior de reatores. Para os autores, a utilização de agitação garante a mistura completa da substância que preenche o reator. De acordo com o fluxo da agitação e a disposição dos agitadores os fluxos internos podem ser definidos como: longitudinal (paralela ao eixo do agitador), rotacional (tangencial ao eixo do agitador) e radial (perpendicular ao eixo do agitador).

Agitadores instalados verticalmente no reator podem ocasionar a formação de vórtices, o que não é desejável (Figura 5-A). Para Manshoor *et al.* (2016), a formação desse fenômeno pode ocasionar uma região de alta vibração no eixo do rotor do agitador, podendo danificá-lo, além de ocasionar zonas internas de mistura ineficiente. Para contornar a situação, sugere-se que os agitadores sejam instalados perpendicularmente (Figura 5-B) ou lateralmente (Figura 5-C) ao eixo central vertical do reator (MaCABE *et al.*, 1993, MANSHOOR *et al.*, 2015).

Figura 5 - Simulação do escoamento interno ocasionado pela agitação mecânica no interior do reator: agitação vertical (A), agitação perpendicular (B) e agitação lateral (C)



Fonte: McCabe *et al.* (1993)

Alguns autores estudaram o processo de DA com diferentes modelos de agitadores e métodos de agitação (Tabela 1), sendo os processos conduzidos geralmente em baixas rotações. Ferreira (2015) e Magalhães (2018) utilizaram como método de agitação a recirculação por bombeamento para garantir a homogeneidade do processo, relatando a vantagem da simplicidade e reduzido custo na concepção e operação do biodigestor.

Tabela 1 - Características dos reatores e velocidade de agitação para sistemas anaeróbios

Autor(es)	Tipo / Volume do reator	Substrato	Tipo de agitação	Velocidade de agitação
Ferreira (2015)	Semi-contínuo / 18,3 m ³	Resíduo alimentar	Recirculação	-
Schultz (2015)	Batelada / 50 L	FORSU	Intermitente (a cada 2 horas)	29 rpm
Malinowsky (2016)	Semi-contínuo / 115 L	Resíduo alimentar e resíduo vegetal	Intermitente (30 minutos a cada 3 horas)	30 rpm
Borowski (2017)	Semi-contínuo / 5 L e 62 L	Resíduo alimentar e resíduo de frigorífico de suínos	Contínua	70 rpm
Gueri (2017)	Semi-contínuo / 408 L	Resíduo alimentar	Intermitente	N.E.
Magalhães (2018)	Semi-contínuo / 1,3 m ³	FORSU	Recirculação	-
Náthia-Neves <i>et al.</i> (2018)	Semi-contínuo / 4,3 L	Resíduo alimentar e vinhaça	Contínua	50 rpm
Navarro (2020, no prelo)	Semi-contínuo / 60 L	Resíduo alimentar e resíduo vegetal	Contínua	40 rpm
Perin <i>et al.</i> (2020)	Semi-contínuo / 500 L	Resíduo alimentar	Intermitente (30 minutos a cada 2:30 horas)	30 rpm

*N.E.: Não especificado; FORSU: Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

Fonte: o Autor (2021)

3.4.4 Produtos da Digestão Anaeróbia

3.4.4.1 Biogás

O biogás gerado na DA apresenta em sua composição diversos gases, sendo majoritariamente composto por CH₄ (50 a 70%). A parcela de CO₂ varia entre 30 a 50% do biogás, o H₂S de 0 a 0,5% ou 100 a 3000ppmV. Outros gases podem ser identificados em valores traços: NH₃ de 0 a 0,05%, N₂ de 0 a 5% e vapor d'água de 1 a 5% (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; WEILAND, 2010; FERREIRA, 2015; ANGELIDAKI *et al.*, 2018). Alguns gases presentes no biogás podem ocasionar danos ao sistema, entre eles o H₂S (extremamente corrosivo), N₂, partículas e vapor d'água. Assim, o biogás precisa ser purificado antes da sua utilização (METCALF e EDDY, 2003; WEILAND, 2010; ANGELIDAKI *et al.*, 2018).

Um biogás com concentrações elevadas de metano (acima de 60%) apresentará poder calorífico superior a 20 MJ.m⁻³biogás (ANGELIDAKI *et al.*, 2018). Em energia, o biogás tem potencial de geração elétrica de 6,0 a 6,5 kWh.m⁻³, o que equivale a 0,60 a 0,65 litros de óleo diesel por m³ de biogás (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008). Dentre as utilizações do biogás, além da elétrica, tem-se a térmica e como gás combustível (SCARLAT *et al.*, 2018).

3.4.4.1.1 Panorama do biogás

Com a possibilidade do esgotamento das reservas de combustíveis fósseis, a demanda por energias renováveis foi elevada. A utilização do biogás como fonte energética teve um salto. Os principais países que utilizam biodigestores no mundo são China e Índia, que acumulam mais de 8 milhões de pequenas usinas de biogás, sendo que a China possui 7 vezes mais que a Índia, fornecendo gás para mais de 28 milhões de famílias (LEBUHN *et al.*, 2014; SHIBUIETA, 2016). Ferreira (2015) relata que em 2013 a China possuía aproximadamente 42 milhões de pequenos sistemas de geração de biogás para o uso doméstico, e mais de 60 mil pequenas, médias e grandes usinas de biogás com aplicação industrial.

Na Europa, em especial na Alemanha, a linha temporal enfatiza a evolução na utilização do biogás, sendo que em 1985 eram contabilizadas 75 plantas de geração de biogás, evoluindo para 400 em 1997 e chegando a 7.720 unidades em

2014. Nos países da União Europeia (UE) (Alemanha, Áustria e Itália) em 2015 haviam 17.358 plantas de biogás. As utilizações ao qual são destinadas o biogás são principalmente geração de energia térmica e elétrica (LEBUHN *et al.*, 2014; FERREIRA, 2015).

Em 2015, foram identificadas 127 usinas de biogás no Brasil (LEIDIANE, 2018). Em três anos, a quantidade de usinas de biogás no país mais que dobrou. Em 2018, foram identificadas 276 unidades instaladas e mais 86 em processo de instalação (ABEGAS, 2020). Com produção de 3,1 milhões de m³.dia⁻¹ em 2018 (ABEGAS, 2020), o biogás corresponde a 204 mil toneladas equivalentes de petróleo - TEP, representando menos de 0,16% do total da matriz energética nacional (EPE, 2019).

3.4.4.2 Efluente

O efluente resultante da biodigestão anaeróbia, ou digestado, possui características específicas, como teor de sólidos totais de cinco a dez vezes menor que o do seu afluente (LETTINGA *et al.*, 1997). Rico em nitrogênio, fósforo e outros minerais, pode ser utilizado para melhorar a fertilidade, estrutura e textura dos solos, estimular processos microbianos e atividades enzimáticas, melhorando as propriedades físicas do solo e aumentando o balanço hídrico (AMARAL *et al.*, 2004; ODLARE *et al.*, 2008; GALVEZ *et al.*; ABUBAKER *et al.*, 2012; RÓŻYŁO *et al.*, 2015; WOON e LO, 2016).

O digestado contém substâncias bioativas (fitohormônios, ácidos nucleicos, aminoácidos livres, vitaminas e ácidos fúlvicos), macronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, magnésio e cálcio) e micronutrientes (cobre, zinco, ferro e manganês) responsáveis por aumentar a tolerância das plantas ao estresse biótico e abiótico, melhorar a fertilidade do solo e facilitar o crescimento das plantas (GARG *et al.*, 2005; MOLLER e MULLER, 2012). Por outro lado, dependendo do substrato utilizado no processo, as quantidades de nutrientes e possíveis microrganismos patogênicos são elevados, sendo o efluente considerado inadequado para utilização sem tratamento (AUGUSTO, 2011). Foresti *et al.* (1999) e Chernicharo (2016), consideram o tratamento do efluente de grande importância para remover a parcela da fração remanescente de material orgânico do efluente.

3.4.4.3 Pós-tratamento de efluente da digestão anaeróbia

São diversas as possibilidades consideradas no tratamento do efluente da DA para reduzir seu potencial poluidor, quando o material não foi totalmente estabilizado no processo. Alguns sistemas mais complexos demandam de maior tecnologia: processos de filtração por membrana (YUNLONG *et al.*, 2014), fotorremediação (AYRE *et al.*, 2017) e os *wetlands* (AVELAR, 2008). Augusto (2011) discorre sobre algumas possibilidades de pós-tratamento do efluente da DA por processos físicos com menor exigência tecnológica:

- **Peneiramento:** peneiramento ou desaguamento do efluente de biodigestores, consiste na aplicação de um efluente sobre uma malha ou tela de abertura, variando de acordo com a necessidade do tratamento e o volume a ser desaguado (AUGUSTO, 2011). O processo reduz o volume do efluente, concentrando a matéria orgânica em um lodo denso, com teor de umidade próximo a 25%, aproximadamente 70% menor que a umidade do efluente bruto, que se aproxima de 90 a 95% (NACIMENTO, 2017).
- **Decantação:** a técnica baseia-se na utilização da força gravitacional para separar partículas de maior densidade da água, sendo depositadas no fundo do tanque de decantação. A qualidade do processo varia de acordo com as características do efluente e o tempo em que o mesmo permanece em sedimentação (AUGUSTO, 2011).

Outra possibilidade que surge como alternativa para estabilização do efluente de processos de DA, é a sua utilização em mistura com resíduos vegetais no processo de compostagem (TAMBONE *et al.*, 2015). Meng *et al.* (2019) e Bai *et al.* (2020) consideram a compostagem do resíduo da DA como uma forma de tratamento adequado ao digestado. Desse modo, é possível reduzir os impactos ambientais causados pela disposição de digestado não estabilizado (MENG *et al.*, 2019).

Pramanik *et al.* (2019) enfatizam que a estabilização do digestado por meio da compostagem é fundamental para reduzir o TDH do processo anaeróbio, reduzindo assim o tamanho do reator e minimizando os custos de implantação do sistema. Os autores relatam que a maior conversão de biogás ocorre nos primeiros 20 dias do processo e sugerem a utilização de TDH baixos e estabilização do material orgânico no processo aeróbio.

Devido às características líquidas do digestado, é fundamental que se concentre a parte sólida do efluente da DA através de processos de separação de fases (TAMBONE *et al.*, 2015). Para utilização na compostagem o lodo precisa apresentar elevada concentração de sólidos e deve ser utilizado juntamente com algum tipo de substrato estruturante, geralmente de origem vegetal (SCOTON, 2020). Bai *et al.* (2020) utilizaram como substrato estruturante palha de arroz e resíduo alimentar, para compostagem de resíduo de gado em mistura com resíduos de DA que tratava palha de arroz e a própria palha. Meng *et al.* (2018) utilizaram resíduo do processamento de cogumelos para estruturar o processo de compostagem com resíduo da criação de suínos e resíduo de DA.

3.5 COMPOSTAGEM

A digestão aeróbia ou compostagem é definida por Fernandes e Silva (1999) como “biooxidação aeróbia exotérmica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido, caracterizado pela produção de CO₂, água, liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável”. Kiehl (2004) considera a compostagem como um processo de decomposição microbiana em condições controladas de oxidação, que ocorre na presença O₂, ao se submeter uma matéria orgânica heterogênea, em estado sólido e úmido, as condições necessárias para que a atividade biológica ocorra.

Em suma, o processo de compostagem converte resíduos orgânicos, que por vezes apresentem odor desagradável, aspecto heterogêneo e presença de microrganismos patogênicos, em um material estabilizado, passível de utilização agrícola, livre de patógenos e facilmente manipulável (FERNANDES e SILVA, 1999). Na compostagem, as mais variadas formas de material orgânico podem ser complexadas para obtenção de compostos estabilizados (VERGNOUX *et al.*, 2009). A exigência é que o material seja orgânico e esteja limpo de impurezas como vidros, plásticos, óleos, metais e pedras, que possam interferir o processo.

Resíduos urbanos, agroindustriais e agropecuários são facilmente tratados aerobiamente, pois apresentam estrutura física que garante a oxigenação do processo (AMINE-KHODJA *et al.*, 2006). Para Nascimento (2017), resíduos com características semi-sólidas ou líquidas podem ser estabilizados, desde que utilizem no processo um substrato estruturante, como casca de arroz, capim *Napier*, restos de poda de árvores,

aparas de grama e outros. O autor testou a compostagem de lodo séptico, esterco bovino, cama de aviário e poda de árvores. Os resíduos mais grosseiros serviram de suporte ao resíduo liquefeito, o lodo séptico. O objetivo do estudo foi analisar o processo variando o tipo de aeração, relação C/N e substratos utilizados nos tratamentos. Como resultados, o autor conseguiu processos estáveis, livres de patógenos e com fitotoxicidade negativa.

Carvalho (2015) realizou a compostagem de resíduos alimentares com resíduos de poda vegetal na função de substrato estruturante, variando as proporções do substrato com intuito de equilibrar os parâmetros do processo. Ao fim do processo o autor atingiu resultados satisfatórios e um composto final de boa qualidade. Do mesmo modo, Henk *et al.* (2012) conduziram experimentos para analisar o comportamento da temperatura no processo, utilizando como substratos resíduos orgânicos domiciliares, lodo de esgoto sanitário e resíduos de poda vegetal como substrato estruturante. Os autores obtiveram bons resultados com as variações dos parâmetros de acordo com as fases do processo, conseguindo um composto final estabilizado e livre de microrganismos patogênicos.

3.5.1 Fases da compostagem

O processo aeróbio ocorre em duas etapas principais. Na etapa inicial de bioestabilização ou biotransformação aeróbia, as temperaturas elevadas intensificam as reações de degradação, liberando energia na forma de calor, CO₂ e vapor de água. Na etapa de acabamento ou humificação, ocorre a redução progressiva da temperatura, onde o material já estabilizado é convertido no composto final (SCOTON, 2020). Essas duas etapas subdividem-se em fases, nas quais ocorre sucessivas transformações bioquímicas com a presença de O₂ e sob a ação de diversos grupos de microrganismos (FERNANDES e SILVA, 1999).

De acordo com Fernandes e Silva (1999), no início do processo ocorre a proliferação de populações complexas de diversos grupos de microrganismos (bactérias, fungos, actinomicetos), que de acordo com as características do meio e a evolução do processo, vão se sucedendo. Esses microrganismos são classificados em três faixas de temperatura: psicrófilos (0 a 20°C), mesófilos (15 a 40°C) e termófilos (40 a 85°C). Dentro das faixas de classificação térmica dos microrganismos, algumas

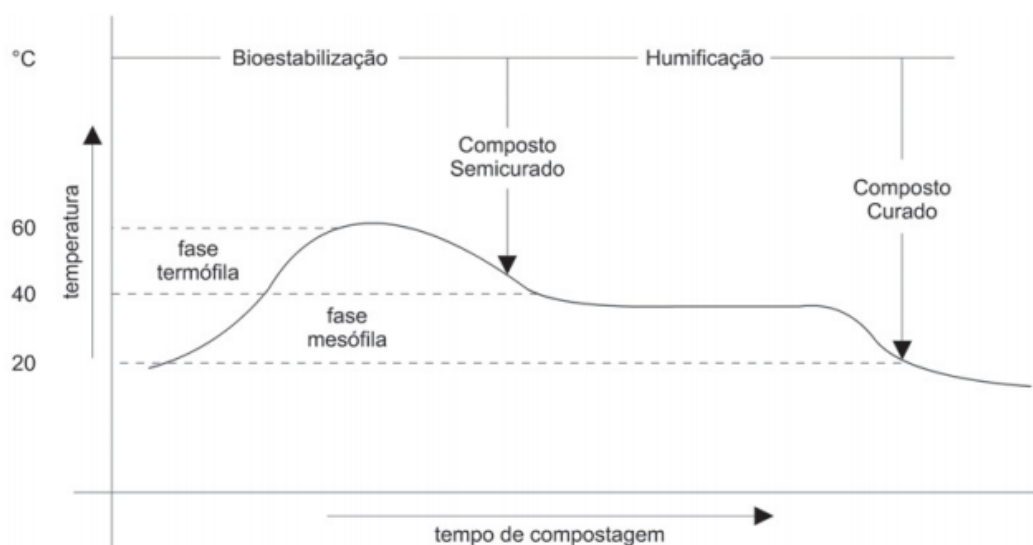
faixas específicas de temperatura são verificadas de acordo com o decorrer do processo aeróbio.

Na fase inicial, mesófila ou de aquecimento, ocorre a expansão das comunidades mesófilas que consomem as substâncias solúveis e facilmente degradáveis. Essa atividade metabólica eleva gradativamente a temperatura para a faixa de 30 e 40°C. A fase inicial mesófila ou de aquecimento, tem duração de poucos dias (KIEHL, 1985; FERNANDES e SILVA, 1999; DAL BOSCO *et al.*, 2017).

Na segunda fase ou fase de degradação rápida, ocorre a redução dos microrganismos mesófilos. Os microrganismos termófilos se proliferam com maior intensidade ocasionando intensa atividade metabólica, gerando um grande consumo de O₂, provocando intensa e rápida degradação da matéria orgânica, maior elevação da temperatura e mudanças visíveis no material em compostagem. Essa fase é responsável por eliminar os microrganismos patogênicos com a elevação da temperatura a níveis superiores a 55°C, perdurando por período de 5 a 15 dias (KIEHL, 1985; FERNANDES e SILVA, 1999; CORRÊA, 2003; HECK *et al.*, 2012; DAL BOSCO *et al.*, 2017).

Na terceira e última fase, chamada de maturação ocorre a redução gradativa da temperatura, retornando as condições mesófilas, ocasionada pela redução da atividade microbiana, devido a maior parte do substrato orgânico ter sido transformado. Nessa fase, a estabilidade do processo garante que o composto adquira as propriedades físicas, químicas, físico-químicas e biológicas desejáveis. Na maturação a maior parcela biodegradável está estabilizada, o composto apresenta odor agradável, característico do início do processo de humificação, típico da maturação. Com reduzida atividade biológica, o processo ocorre em temperatura ambiente com predominância de transformações de ordem química, onde ocorre mineralização da matéria orgânica por polimerização de moléculas orgânicas estáveis, no processo de humificação (KIEHL, 1998; FERNANDES e SILVA, 1999; CORRÊA, 2003; DAL BOSCO *et al.*, 2017). O perfil esperado para o comportamento da temperatura durante o processo de compostagem é indicado na Figura 6.

Figura 6 - Perfil esperado do comportamento da temperatura nas fases do processo de compostagem



Fonte: Kiehl, 2004.

3.5.2 Parâmetros de controle do processo de compostagem

Dal Bosco *et al.* (2017) enfatizam que por se tratar de um processo biológico, a eficiência da compostagem é determinada pela ação e interação de microrganismos em condições favoráveis no processo. Fatores como temperatura, aeração, umidade, relação C/N, pH e granulometria são fundamentais para que o resultado do processo seja um composto estável (FERNANDES e SILVA, 1999; DAL BOSCO *et al.*, 2017; SCOTON, 2020; VERAS *et al.*, 2020).

3.5.2.1 Temperatura

A compostagem se caracteriza como um processo exotérmico de degradação do material orgânico. Calor esse, liberado através da atividade biológica (KIEHL, 1985). Para Fernandes e Silva (1999), a temperatura é um dos principais fatores que controlam o processo de compostagem, sendo o principal indicativo da atividade microbiológica e um forte indicativo de sucesso no processo (NUNES, 2009). Desse modo, a temperatura controla a velocidade do processo de degradação do material (FERNANDES e SILVA, 1999; COSTA *et al.*, 2009).

Segundo Dal Bosco *et al.* (2017), as temperaturas sofrem grandes variações durante o processo. No início, a temperatura deve atingir de 40 a 60°C, caso não ocorra, indica que um ou mais parâmetros físico-químicos estão fora dos valores indicados, limitando a atividade microbiana. Baixas temperaturas no início do processo podem indicar também a insuficiência de oxigênio (FERNANDES e SILVA, 1999). Temperaturas acima de 70°C podem restringir a atividade biológica (VERAS *et al.*, 2020), e acima de 80°C podem cessar totalmente o processo de compostagem (KIEHL, 2004; CARNEIRO, 2012). Para todas essas situações, é recomendado a realização de revolvimentos para devolver a estabilidade térmica ao processo (NUNES, 2009). A temperatura ideal para que o processo ocorra de forma eficiente deve se manter entre 55 e 65°C durante a fase termófila, e depois decair gradualmente (SCOTON, 2020).

Veras *et al.* (2020) analisaram a variação da temperatura da compostagem de resíduos alimentares e poda de árvores, em leiras com alturas diferentes sendo de 100 cm, 75 cm e 50 cm. As leiras com 100 cm de altura atingiram as maiores temperaturas, permanecendo acima de 55°C por pelo menos 14 dias. Todas as leiras permaneceram na fase termófila (acima de 40 °C) por pelo menos 30 dias.

Dal Bosco *et al.* (2018) analisaram a frequência ideal de verificação da temperatura no processo de compostagem. Os autores sugerem que a verificação da temperatura não deve ser realizada em intervalos muito longos, devido as variações que ocorrem no parâmetro ao longo do processo, e nem com intervalos muito curtos, o que pode gerar um número excessivo de dados e dificultar a sua análise.

3.5.2.2 Umidade

No processo aeróbio, o teor de umidade deve ser mantido entre 50 e 60%. (PEREIRA NETO, 1996; FERNANDES E SILVA, 1999; DAL BOSCO *et al.*, 2017; SCOTON, 2020). Em situações nas quais o processo se apresenta em desacordo com esses valores, o ajuste da umidade pode ser feito pela mistura de componentes ou pela adição de água, em casos de umidade baixa (SCOTON, 2020) ou por revolvimentos, em casos de umidade excessiva (FERNANDES E SILVA, 1999; NASCIMENTO, 2017).

Processos de compostagem com umidade acima de 65% podem impedir a livre passagem do oxigênio, restringindo a atividade microbiana aeróbia e estimular o

aparecimento de zonas de anaerobiose, causando odores desagradáveis. No caso de umidade inferior a 40%, a atividade biológica é inibida, assim o tempo de duração do processo é elevado, podendo ocasionar compostos finais não estabilizados (FERNANDES E SILVA, 1999; DAL BOSCO *et al.*, 2017; NASCIMENTO, 2017; SCOTON, 2020).

3.5.2.3 Tamanho das partículas

Dal Bosco *et al.* (2017) evidenciam a relação entre o tamanho da partícula e a velocidade de degradação, sendo que quanto menor a partícula, maior a superfície de contato atacada por microrganismos, reduzindo o tempo de degradação. No entanto, situações em que as partículas apresentam granulometria muito pequena, as leiras tendem a apresentar problemas quanto à aeração e compactação do sistema, por impossibilitar a manutenção da porosidade, ocasionando a anaerobiose no processo (FERNANDES e SILVA, 1999).

Alguns autores diferem quanto à granulometria ideal, sendo que Pereira Neto (1989) recomenda granulometria de 20 a 50 mm, enquanto Fernandes e Silva (1999) recomendam granulometria entre 25 e 70 mm. Em situações de granulometria muito pequena, como em lodos anaeróbios, Scoton (2020) recomenda combinar o lodo com outro resíduo de granulometria mais elevada, o que confere estrutura porosa à mistura a ser compostada.

Carvalho (2015) estudou o desenvolvimento de um equipamento para compostagem familiar, para isso utilizou partículas de aproximadamente 25 mm de diâmetros na compostagem de resíduos orgânicos de restaurante universitário com poda de árvores. O autor obteve como resultado, um composto estável e bem maturando, de modo que a granulometria das partículas não interferisse no processo, mesmo na ausência de aeração forçada.

3.5.2.4 Tamanho e formato das leiras

Para Dal Bosco *et al.* (2017) o tamanho e formato da leira deve ser definido de acordo com o período do ano em que o processo vai ser conduzido, no caso de a compostagem ocorrer em locais sem cobertura. Em períodos chuvosos, deve-se optar por leiras com formato triangular, desse modo o formato auxilia na expulsão da

umidade excedente. O formato trapezoidal deve ser utilizado em períodos com baixa incidência de chuva. Seu formato achatado na parte superior, permite absorver mais água e reduz a evaporação.

Quanto às dimensões, Kiehl (1985) sugere de 2,5 e 3,5 m de largura e 1,5 a 1,8 m de altura para processos em que o revolvimento seja realizado manualmente. Leiras muito pequenas tendem a perder umidade e apresentam dificuldades de elevar e manter a temperatura (SCOTON, 2020). Nascimento (2017) conseguiu bons resultados na compostagem utilizando leiras de tamanho aproximado de 16 m³ com proporção de 2:1 em massa de poda de árvores e lodo séptico desaguado. As leiras tinham dimensões de 4 m de comprimentos, 2 m de largura e 2 m de altura.

Silva (2009a) utilizando resíduos sólidos orgânicos de uma central de coleta, conseguiu resultados satisfatórios para todos os parâmetros (pH, umidade, temperatura e relação C/N) com leiras de 21 m³ e dimensões 3,0 m de largura por 5,0 m de comprimento e 1,5 m de altura.

3.5.2.5 pH

O pH é um parâmetro que interfere na estabilidade do processo, devendo estar próximo à neutralidade (MARAGNO *et al.*, 2007). Fernandes e Silva (1999) afirmam que valores de pH elevados ou reduzidos tendem a reduzir a atividade microbiana, devendo permanecer entre 5 e 9, mesmo durante as variações de elevação da fase termófila e de redução nas fases mesófilas. Dal Bosco *et al.* (2017) enfatizam a relação entre pH e atividade microbiana, sendo que as bactérias envolvidas no processo se proliferam de forma mais intensa em ambientes de neutralidade. Scoton (2020) relata que no início do processo, o pH decresce até valores próximos a 5,0, sendo elevados novamente ao longo do processo e de forma gradual, atingindo valores entre 8 e 9 ao final do processo.

Heck *et al.* (2013) analisaram a evolução do pH na compostagem de resíduos orgânicos domiciliares, lodo de esgoto sanitário e resíduos de poda vegetal, identificando menores valores de pH na fase inicial, entre 6,7 e 6,9, estando relacionados ao intenso processo de decomposição de moléculas simples com a produção de ácidos orgânicos. No decorrer do processo o pH oscilou até 8,37 e posteriormente se estabilizou próximo a neutralidade, com leitura final de 7,5 no composto estabilizado.

3.5.2.6 Relação C/N

Os microrganismos aeróbios envolvidas no processo da compostagem utilizam vários nutrientes para metabolizar as reações oxidativas exotérmicas, necessitando de carbono como fonte de energia, e de nitrogênio para a síntese de proteínas (FERNANDES e SILVA, 1999). Desse modo, a relação C/N é considerada como fator indicativo de equilíbrio entre substratos (MARAGNO *et al.*, 2007). Para vários autores a relação C/N ideal é de 30 (FERNANDES e SILVA, 1999; HECK *et al.*, 2013; DAL BOSCO *et al.*, 2017; NASCIMENTO, 2017), já que o metabolismo dos micro-organismos consome cerca de 30 partes de carbono para uma parte de nitrogênio assimilado (SCOTON, 2020).

Por características, os resíduos de origem vegetal, principalmente os gerados na manutenção de jardins, como aparas de grama, galhos e folhas de árvores apresentam elevadas relações C/N, devido a fonte de origem ser rica em carbono. Os valores típicos identificados na literatura para estudos que avaliaram a compostagem desse tipo de resíduo estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Valores para os percentuais de carbono, nitrogênio e a relação C/N típicos para resíduos de origem vegetal em processo de compostagem

Autor(es)	Tipo de substrato	N (%)	C (%)	Relação C/N
Kumar et al. (2010)	Folhas de árvores e aparas de grama;	0,8	41,7	52,7
	Palha de arroz	1,22	41,6	34,1
Nolam et al. (2011)	Folhas de árvores e aparas de grama	0,8	49,3	60,8
Guo et al. (2020)	Folhas de árvores e aparas de grama	1,3	49,1	37,5
Rahman et al. (2020)	Aparas de grama;	1,5	29,0	25,2
	Folhas e galhos de árvores	1,16	33,8	29,1
Xu et al. (2020)	Folhas e galhos de árvores	0,6	41,2	73,5

Fonte: o Autor (2021)

Heck *et al.* (2012) iniciaram a compostagem de resíduos orgânicos domiciliares com relação C/N de 18, verificando que a relação ao final do processo chegou a 4. Bai *et al.* (2020) realizaram a compostagem de resíduos vegetais com lodo do processo de digestão anaeróbia com uma relação C/N inicial de 25. A

utilização de um substrato com maiores percentuais de nitrogênio é recomendada para equilibrar a relação C/N (FERNANDES e SILVA, 1999).

Relações C/N elevadas não são usualmente utilizadas, apesar de Fernandes e Silva (1999) afirmarem a possibilidade de utilização do parâmetro entre 20 a 70, de acordo com as características de biodegradabilidade dos substratos a serem empregados no processo.

Com relação C/N elevada os microrganismos não terão N suficiente para sintetizar as proteínas, limitando seu desenvolvimento e retardando a estabilização do composto. No caso da relação C/N baixa, a disponibilidade de C é deficitária, podendo ocorrer perda de nitrogênio pela volatilização da amônia (FERNANDES e SILVA, 1999).

Ao se iniciar a compostagem com relação C/N próxima a 30, a concentração de C apresenta decaimento devido à oxidação da matéria orgânica pelos microrganismos e liberação de C em forma de CO₂ pela respiração (DAL BOSCO *et al.*, 2017). No final do processo a relação C/N apresenta valores baixos, situando-se em torno de 10 a 20 (KIEHL, 1998; FERNANDES e SILVA, 1999; DAL BOSCO *et al.*, 2017).

3.5.2.7 Aeração

A compostagem é um processo aeróbio, portanto, ocorre elevado consumo de O₂. O fornecimento de ar ao sistema é vital para que a atividade microbiana consiga oxidar a matéria orgânica (FERNANDES e SILVA, 1999). A indisponibilidade do O₂ no processo pode ocasionar a inibição da atividade microbiana e em casos extremos conduzir o processo para a anaerobiose (SCOTON, 2020).

Para garantir o fornecimento de O₂ ao sistema, a aeração pode ser realizada por revolvimentos manuais ou com uso de equipamentos mecânicos; por aeração forçada, com sopradores e exaustores para insuflar ou aspirar o ar no interior das leiras; ou aeração natural, quando a granulometria elevada do substrato garante a circulação de ar (VERAS *et al.*, 2020). Dal Bosco *et al.* (2017) enfatizam a importância da aeração para aumentar a porosidade do meio e garantir que o ar circule por todo o sistema, distribuindo O₂ para todos os microrganismos. A aeração também é responsável por reduzir o teor de umidade dos resíduos e controlar a temperatura do processo.

Zhu *et al.* (2004) analisaram a utilização de aeração natural, forçada e a mecânica, concluindo que a aeração forçada foi a mais indicada para a compostagem de dejetos suínos. Nascimento (2017) concluiu que a aeração forçada foi mais efetiva na compostagem de lodo séptico com poda de árvores, quando comparada a aeração natural, sendo que a granulometria baixa dos substratos implica na necessidade de aeração para garantir a aerobiose ao processo.

3.5.2.8 Estabilidade e utilização do composto

A estabilidade do composto pode ser verificada pela redução da temperatura (FERNANDES e SILVA, 1999). No entanto, é difícil afirmar a estabilidade do composto apenas por um parâmetro, devido à complexidade do processo microbiológico (BERNAL *et al.*, 2009; ONWOSI *et al.*, 2017; CERDA *et al.*, 2017). Desse modo, Negro *et al.* (2000) relatam a necessidade de avaliar parâmetros químicos, bioquímicos e toxicológicos. A redução da matéria orgânica e da relação C/N, é indicada por Campos e Blundi (1999) como uma variável para medir o grau de maturidade do composto, em situações em que o composto apresenta uniformidade na composição inicial da leira. Para saber se um composto está humificado ou estabilizado é necessário verificar se os mesmos não apresentam efeitos inibitórios ou fitotóxicos a germinação e crescimento das plantas (MILLER, 1992; LIMA, 2006).

Quanto à utilização agrícola desses compostos, o Ministério de Agricultura, Abastecimento e Pecuária Brasileiro – MAPA (2020), estabelece através da Instrução Normativa - IN 61 de 2020, critérios que definem os limites para os parâmetros e nutrientes de fertilizantes orgânicos, nos quais, o composto final do processo aeróbio esteja enquadrado (Tabela 3). A IN 61/20 classifica os fertilizantes orgânicos em classes de acordo com as matérias-primas utilizadas na sua produção, sendo:

I - Classe "A": produto que utiliza, em sua produção, matéria-prima gerada nas atividades extrativas, agropecuárias, industriais, agroindustriais e comerciais, incluindo aquelas de origem mineral, vegetal, animal, lodos industriais e agroindustriais de sistema de tratamento de águas residuárias com uso autorizado pelo Órgão Ambiental, resíduos de frutas, legumes, verduras e restos de alimentos gerados em pré e pós-consumo, segregados na fonte geradora e recolhidos por coleta diferenciada, todos isentos de despejos ou contaminantes sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura; e,

II - Classe "B": produto que utiliza, em sua produção, quaisquer quantidades de matérias-primas orgânicas geradas nas atividades urbanas, industriais e agroindustriais, incluindo a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos da coleta convencional, lodos gerados em estações de tratamento de esgotos,

lodos industriais e agroindustriais gerados em sistemas de tratamento de águas residuárias contendo qualquer quantidade de despejos ou contaminantes sanitários, todos com seu uso autorizado pelo Órgão Ambiental, resultando em produto de utilização segura na agricultura.

Parágrafo único. Podem ser utilizados como matéria-prima para a produção de fertilizante orgânico Classe "A", os resíduos provenientes de serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, desde que estes serviços contemplem a segregação na fonte geradora e a coleta diferenciada de resíduos em, no mínimo, três frações: resíduos orgânicos, resíduos recicláveis e rejeitos, evitando qualquer tipo de contaminação sanitária."

De acordo com as características físicas e tipo de aplicação, a IN 61/20 especifica os seguintes limites:

Tabela 3 - Limites para os parâmetros e nutrientes de fertilizantes orgânicos sólidos para aplicação no solo

Garantia	Fertilizantes orgânico misto/ Fertilizantes orgânico composto	
	Sólidos para aplicação no solo	
Umidade	máx.	50%
N total	mín.	0,5%
Carbono orgânico	mín.	15%
CTC	mmol _c kg ⁻¹	Conforme declarado
pH	mín.	Conforme declarado
Relação C/N	máx	20
Relação CTC/C	-	Conforme declarado
Outros nutrientes	-	Conforme declarado

Fonte: Adaptado de MAPA (2020)

A IN 61/20 estabelece ainda limites para macronutrientes secundários, micronutrientes, e metais potencialmente tóxicos quanto à composição e tipo de utilização dos fertilizantes orgânicos sólidos.

Uma das maiores preocupações quanto à estabilidade do composto é a sua sanitização. A presença de microrganismos patogênicos pode implicar em possíveis contaminações durante o manuseio ou aplicação do composto final (HECK *et al.*, 2013). Em processos que utilizem lodo de esgoto, o substrato pode apresentar a incidência de *Escherichia coli*, *Salmonella sp.*, vírus entéricos e uma ampla variedade de ovos de helmintos, oriundos da *Ascaris lumbricoides*, *Taenia saginata*, *Taenia solium*, *Ancylostoma duodenale*, *Toxocara canis*, *Toxocara cati* (SOCOOL *et al.*, 2000; NASCIMENTO, 2017).

Tabela 4 - Limites para macro nutrientes secundário, micronutrientes e metais potencialmente tóxicos para fertilizantes orgânicos para aplicação no solo

Nutriente	Teor mínimo (%)
	Sólidos para aplicação no solo
Nitrogênio (N)	1
Fósforo (P ₂ O ₅)	1
Potássio (K ₂ O)	1
Cálcio (Ca)	1
Magnésio (Mg)	1
Enxofre (S)	1
Boro (B)	0,01
Cloro (Cl)	0,1
Cobalto (Co)	0,005
Cobre (Cu)	0,02
Ferro (Fe)	0,02
Manganês (Mn)	0,02
Molibdênio (Mo)	0,005
Níquel (Ni)	0,005
Selênio (Se)	0,003
Silício (Si)	0,05
Zinco (Zn)	0,1

Fonte: Adaptado de MAPA (2020)

Quanto à sanitização do composto final, a Resolução 375 de 2006 do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) estabelece o valor máximo de 0,25 g de ovos de helmintos viáveis por cada 10 gramas de composto. Para *E. coli*, a avaliação deve apresentar limite máximo de 10 UFC (unidades formadoras de colônia) por grama. Para vírus entéricos a concentração máxima deve ser de 0,25 UFP (unidades formadoras de placa) por grama. Para *Salmonella sp.* a análise deve apresentar ausência em 10 gramas.

Altas temperaturas, tempo de exposição do material a essas temperaturas e uniformidade da temperatura sobre o material da leira de compostagem são indicados para reduzir a concentração de patógenos no composto final (KHALIL *et al.*, 2011; HECK *et al.*, 2013). Medeiros (2009) e Corrêa *et al.* (2007), utilizaram lodo de esgoto em seus experimentos. O primeiro autor verificou a eliminação dos ovos viáveis de helmintos após a terceira semana do início do processo. Corrêa *et al.* (2007) conseguiram reduzir a concentração de 4,7 g de ovos de helminto para 0,34 g após a compostagem. Heck *et al.* (2013) não identificaram a presença de *E. coli* na compostagem de lodo de esgoto sanitário no processo de compostagem após decorridos 140 dias, justificados pela temperatura atingida no processo.

3.5.3 Panorama da compostagem

A evolução do processo de compostagem no Brasil passou pela implementação da PNRS, que institui normativas para o tratamento adequado aos RSO, que representam 45 % do total de RSU coletados no país (ABRELPE, 2020). Scoton (2020) comparou a evolução da compostagem da fração orgânica dos RSU nos anos de 2000 a 2008, e verificou uma redução de 6.364,5 toneladas por dia para 1.519,5 toneladas por dia de RSU compostado. Desse modo verificou-se uma queda de 4,5% do RSU compostado em 2000 para apenas 0,8% em 2008.

Em 2012, Scoton (2020) relata o encaminhamento de 1,6% das 1.509 toneladas diárias de RSU para compostagem. Foram identificados nesse período 211 municípios brasileiros que possuem unidades de compostagens em funcionamento, sendo Minas Gerais e Rio Grande do Sul com a maior quantidade de unidades, 78 e 66 respectivamente. Mesmo após as diretivas da PNRS estabelecer como prioridade o tratamento da fração orgânica dos RSU via compostagem, a tendência de queda nas unidades de compostagem pelo Brasil seguiu o mesmo curso. Em 2014 o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS identificou no país 72 unidades de compostagem (CAPARARA, 2016).

Dados da UNE (2017) retratam que a taxa média de compostagem no mundo não ultrapassa 8% de todo RSU coletado. Para a América Latina, o percentual é inferior a 1,5%. Kaza *et al.* (2018) relataram que as taxas de compostagem dos RSU em países de renda alta situam em 6%, similar a média global. Segundo o levantamento, os cinco países que mais tratam seus resíduos por meio da compostagem são Áustria, com 31%, Holanda com 27%, Liechtenstein com 23%, Suíça com 21 e Luxemburgo com 20% dos RSU coletados. A região com maior índice de tratamento de RSO por meio da compostagem é a região da Europa e Ásia central, com 10,7% (KAZA *et al.*, 2018).

4 METODOLOGIA

A demanda analítica da pesquisa foi realizada no Laboratório de Tratamento de Águas e Resíduos - LABTAR do Departamento de Saneamento e Hidráulica do Centro de Tecnologia e Urbanismo - CTU da Universidade Estadual de Londrina - UEL. O reator CSTR utilizado no estudo é parte componente da Unidade de Pesquisa em Biogás da Universidade Estadual de Londrina - UP-BioUEL, instalado no setor de suinocultura da Fazenda Escola - FE da UEL. O experimento de compostagem foi realizado nas imediações do sistema modular de gaseificação, sendo utilizada apenas a estrutura física do galpão.

4.1 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O delineamento experimental da pesquisa está descrito na Figura 7, sendo dividido em três Etapas:

- **Etapa I – Pré-operação:** realizou-se o acompanhamento técnico da concepção e as adequações necessárias para operacionalização da UP-BioUEL.
- **Etapa II – Operação e monitoramento:** Avaliação do comportamento da UP-BioUEL na DA de resíduos orgânicos. Subdividiu-se essa etapa em quatro sub-etapas:

Etapa II-A – inoculação do reator CSTR com lodo anaeróbico de dejetos bovino e suíno; partida do sistema com alimentação semi-contínua de resíduos alimentares do restaurante universitário (RU), até o preenchimento do volume útil; e monitoramento dos parâmetros físico-químicos e de produção de biogás;

Etapa II-B – operação e acompanhamento do reator CSTR durante os TDH 1, 2, 3 e 4, quando o reator foi alimentado com diferentes substratos (RU, resíduos alimentares do Hospital Universitário (HU) e resíduos da granja de suínos (DS));

Etapa II-C – período ocioso (PO). Nesse período interrompeu-se as alimentações no reator por ½ TDH (20 dias). Durante esta etapa o monitoramento do sistema foi mantido sem alterações;

Etapa II-D – avaliação da resposta do sistema biológico para o retorno das alimentações ao sistema, após o PO.

▪ **Etapa III – Experimento de compostagem:** Avaliação do processo de compostagem empregando resíduos vegetais gerados no campus da UEL em composição com lodo anaeróbio gerado na UP-BioUEL. A Etapa III foi subdividida em três sub-etapas:

Etapa III-A - levantamento quantitativo da geração de resíduos vegetais do campus da UEL, assim como, o ensaio experimental para estimativa da geração máxima de resíduos de aparas de grama;

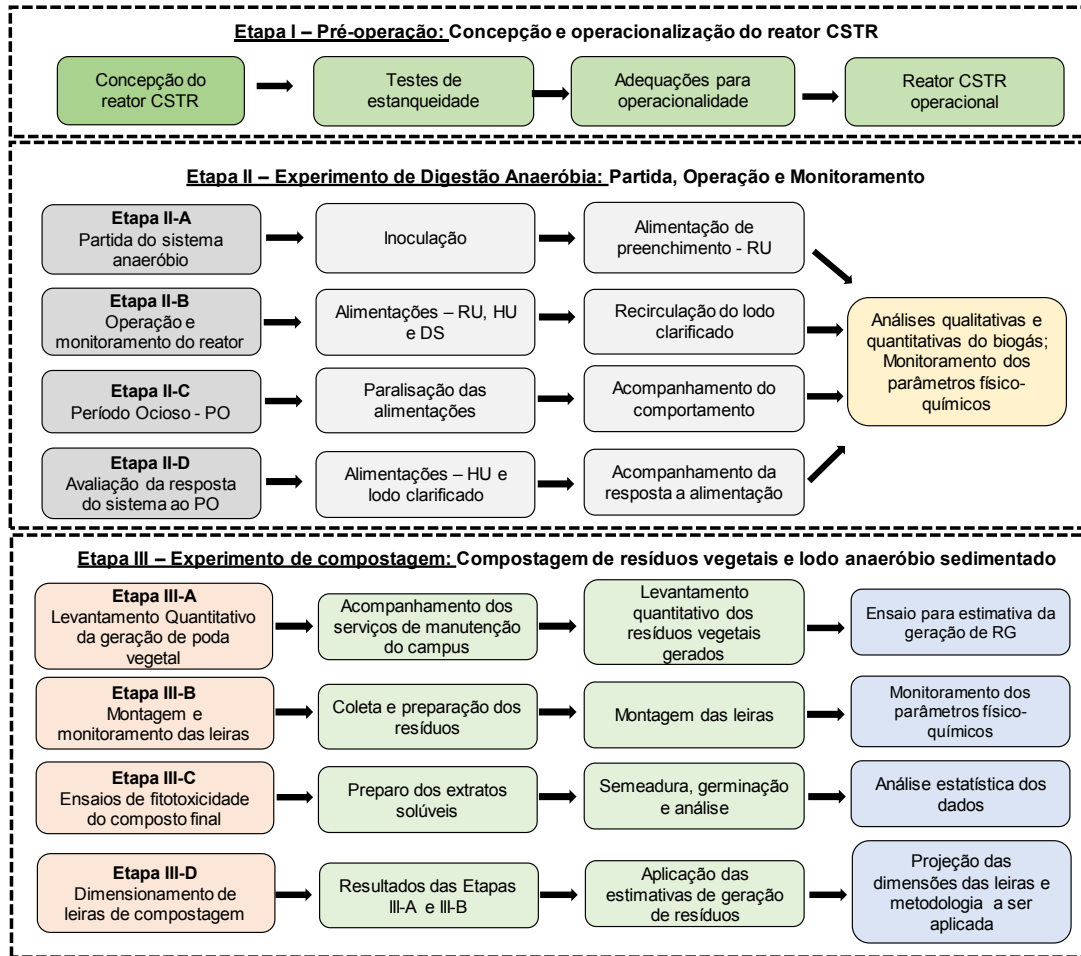
Etapa III- B – ensaio de compostagem - montagem das leiras com os resíduos vegetais do campus da UEL, em mistura com o lodo proveniente do processo de DA da UP-BioUEL e monitoramento dos parâmetros;

Etapa III-C – teste de germinação para verificar presença ou ausência de fitotoxicidade no composto aos 60, 75 e 90 dias do monitoramento do processo;

Etapa III-D – dimensionamento de leiras de compostagem com base nos quantitativos dos resíduos orgânicos gerados e coletados no campus universitário.

O fluxograma referente às etapas desenvolvidas na pesquisa e seus respectivos direcionamentos estão ilustrados na Figura 7. Ressalta-se que parte da pesquisa (Etapa II) foi desenvolvida em parceria com a pesquisa de Doutorado da aluna Adriana Zemiani. Assim, parte dos dados referentes à etapa citada são compartilhados, podendo ser utilizados na publicação da referida Tese sem conflito de interesse entre as partes.

Figura 7 - Delineamento experimental realizado na pesquisa



Fonte: o Autor (2021)

4.2 ETAPA I – PRÉ-OPERAÇÃO - CONCEPÇÃO E OPERACIONALIZAÇÃO DA UP-BioUEL

4.2.1 Concepção da UP-BioUEL

O reator CSTR foi fornecido pela empresa ER-BR - Soluções em Energia e Biometano, sendo a empresa responsável por todas as instalações hidráulicas, elétricas e de transporte de biogás, excetuando-se do fornecimento dos equipamentos externos ao reator, sistema de pré-tratamento dos resíduos, bombas de movimentação e tanques de afluente e efluente, sistema de aquecimento e sistema de armazenamento de biogás, assim como o sistema de geração elétrica, o moto gerador. O processo construtivo da unidade está descrito no APÊNDICE A. Os custos de aquisição dos equipamentos constituintes da UP-BioUEL foram subsidiados

com o fomento recebido através do Projeto prioritário de Eficiência Energética e Estratégico de P&D, ao qual o presente estudo está inserido.

4.2.2 Aparato experimental - UP-BioUEL

A UP-BioUEL (Figura 8), foi concebida para viabilizar a aplicação, em escala real, das pesquisas já realizadas em escala laboratorial, relacionadas à produção de biogás. A unidade conta com dois reatores para a DA de diferentes resíduos.

Figura 8 - Sistema de DA da UP-BioUEL



Fonte: o Autor (2021)

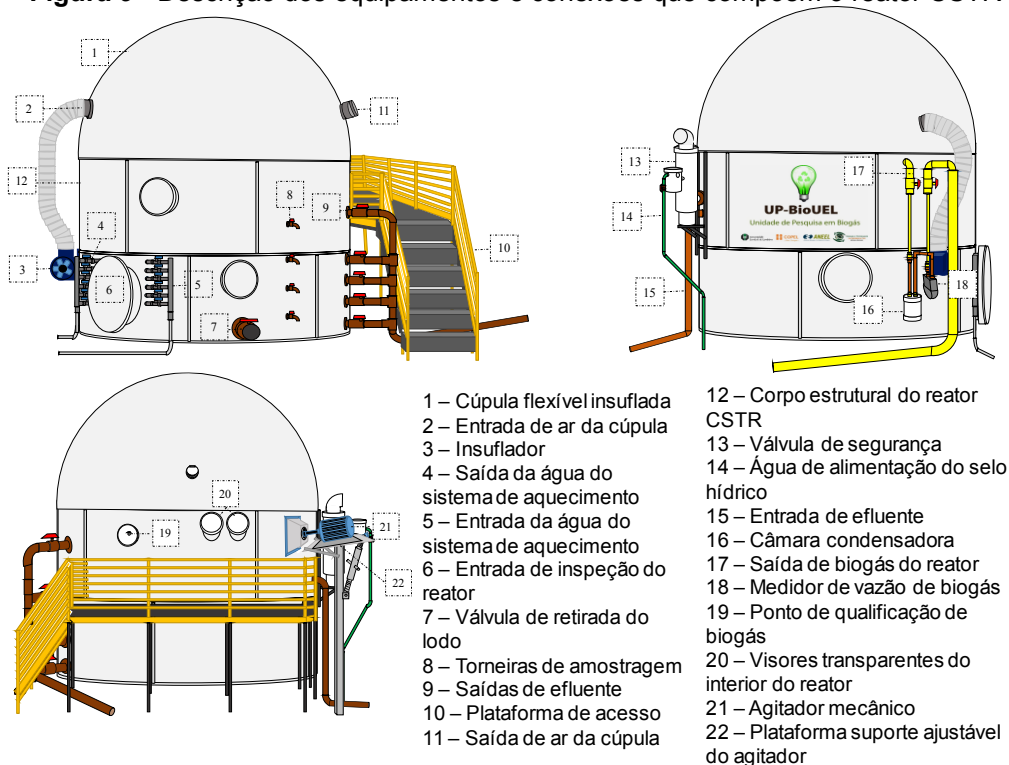
▪ Reator 1 – Reator UEL

O reator 1 ou Reator UEL, é pré-existente à UP-BioUEL, sendo construído em fibra de vidro, com formato cilíndrico, posicionado na vertical, com volume total de 40 m³. Tal reator possui controle do volume interno da mistura por descarga de nível. O reator possui uma divisória interna com abertura na base, que determina o fluxo do substrato, similar aos reatores modelo Indiano, porém o Reator UEL apresenta cúpula fixa, com vazão de biogás constante, independentemente de pressurização. Ressalta-se que o Reator UEL não é objeto da pesquisa, contudo, a tubulação de coleta e transporte de biogás intercepta a tubulação do Reator 2, podendo vir a ocasionar contribuições na geração de biogás.

▪ **Reator 2 - - Reator CSTR**

O reator principal (Reator 2) (Figura 9) é construído com placas pré-fabricadas em PRFV (plástico reforçado com fibra de vidro), com diâmetro interno de 5 m, altura de 3 m e volume total de 58,9 m³. Trata-se de um modelo de reator tipo mistura completa (CSTR), dotado de sistemas que controlam a agitação e temperatura da mistura interna. O reator CSTR possui cúpula de dupla camada flexível, sendo a externa mantida por ventilador siroco IBRAM® de 73 W, que insere 2,2 m³.min⁻¹ de ar para manutenção da cúpula inflada, evitando o acúmulo de detritos e água. A identificação dos componentes do reator CSTR são ilustrados na Figura 9.

Figura 9 - Descrição dos equipamentos e conexões que compõem o reator CSTR



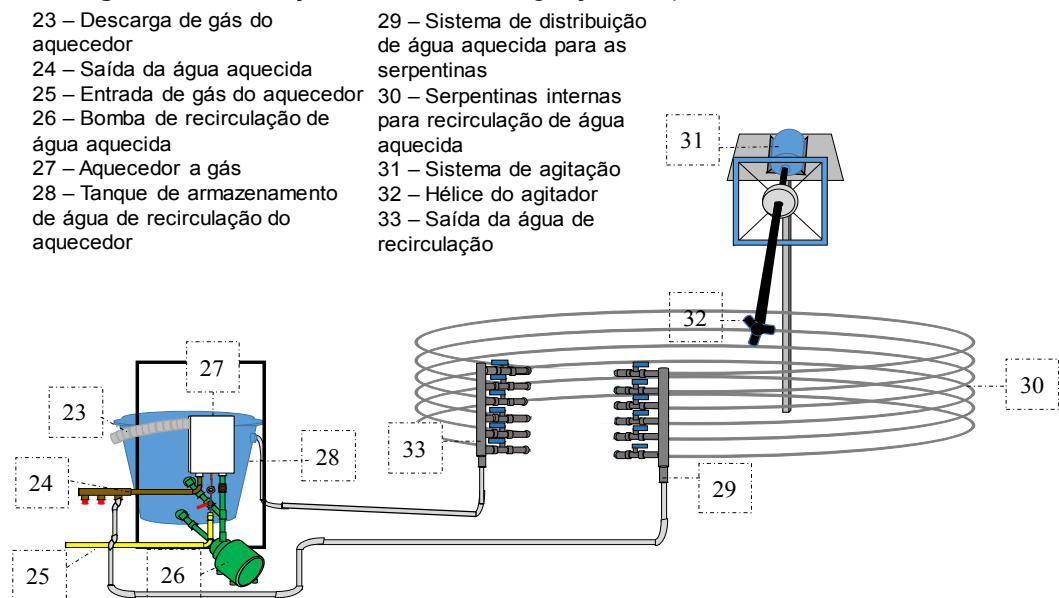
Fonte: o Autor (2021)

O reator possui controle de temperatura ajustável por termômetros e controladores. A elevação de temperatura se dá através de sistema de aquecimento por troca de calor (Figura 10), onde um aquecedor a gás de passagem Rinnai® VER-1602 com potência de 37,8 kW e vazão aproximada de 22 L.min⁻¹, eleva a temperatura da água e circula nas serpentinas com auxílio de uma bomba multiestágio Schneider® Me-AI 1210 de 1 CV e vazão nominal de 4,3 m³.h⁻¹. A água aquecida circula em serpentinas de aço inoxidável que circundam as paredes internas do reator, mantendo

a temperatura da mistura nas condições estipuladas. A troca de calor é auxiliada pelo sistema de agitação mecânica (Figura 10), que ao ser acionado distribui de forma homogênea a mistura por todo o interior do reator, equalizando a temperatura. A verificação da temperatura ocorre em termômetros de haste instalados em três diferentes níveis, 0,5 m, 1,0 m e 1,75 m de altura. Quando a temperatura se apresenta abaixo do programado, o mecanismo de aquecimento é acionado automaticamente.

O agitador mecânico permite homogeneizar a mistura do reator através de uma hélice giratória tipo Naval (MaCABE *et al.* 1993), inserida no interior do reator e sustentada por um cardam, acoplado a um motor trifásico de 60 Hz, que culmina em 1400 rpm de rotação máxima, com possibilidades de ajuste de rotação para 50% do rendimento máximo (700 rpm).

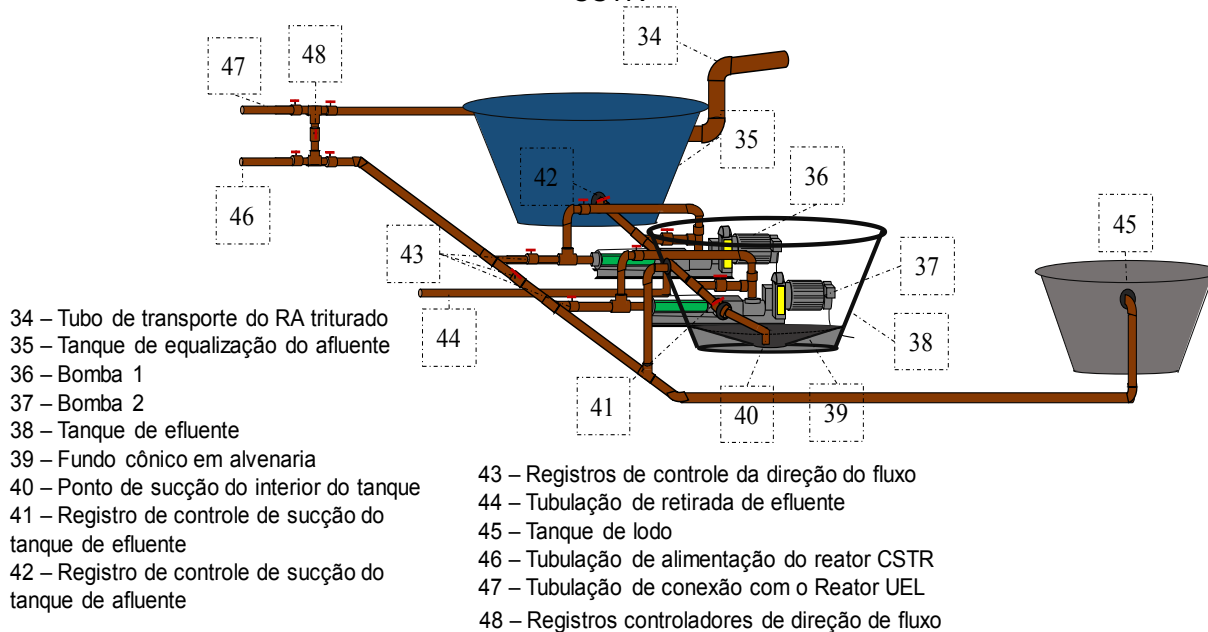
Figura 10 - Descrição do sistema de agitação e aquecimento do reator CSTR



Fonte: o Autor (2021)

O sistema de alimentação e descarte do efluente (Figura 11) é semi-automático, realizado através de duas bombas helicoidais de deslocamento positivo NETZSCH/NEMO® de $2,1\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ de vazão máxima a 60 Hz e 101 rpm, com acionamento manual. As tubulações de transporte do afluente e efluente são em PVC DN 80 mm, interligadas e delimitadas por registros globo, permitindo variações das configurações de alimentação do reator e retirada de efluente.

Figura 11 - Descrição do sistema de bombeamento e tanques de afluente, efluente e lodo do reator CSTR

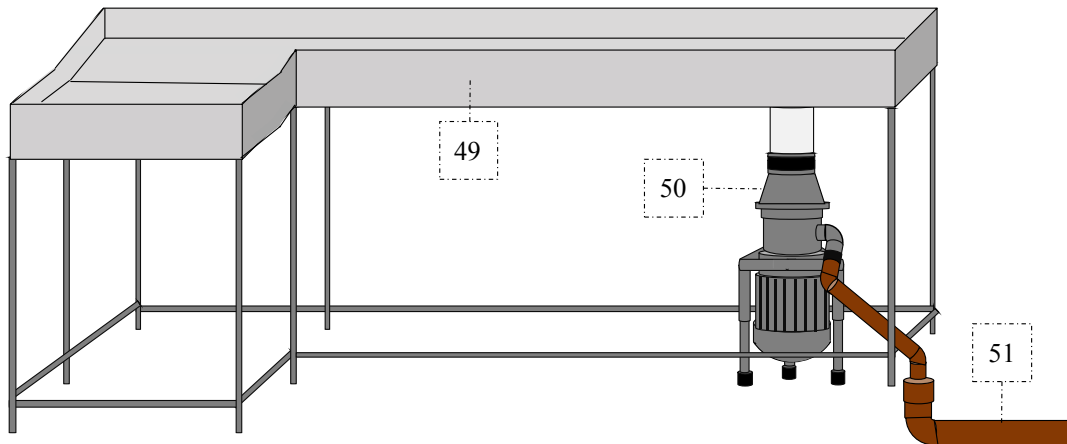


Fonte: o Autor (2021)

A alimentação do reator se dá de forma afogada, sendo o afluente dispensado no interior do reator ao nível de 20 m³, 1,0 m abaixo do nível de 40 m³ ou 1,0 m acima da base do reator. A retirada de efluente é possível em 5 níveis: 0,37 m, 0,87 m, 1,12 m, 1,5 m e 2,0 m, que representam os volumes de 7,5 m³, 15 m³, 22,5 m³, 30 m³ e 40 m³, respectivamente; com tubulação em PVC DN 80 mm. Os pontos de coleta de amostra são distribuídos em 4 níveis: 0,5 m, 1,0 m, 1,5 m, 2,0 m, referentes aos volumes de 10 m³, 20 m³, 30 m³ e 40 m³ com saídas em PVC DN 32 mm com registros globo na extremidade (Figura 9, ponto 8).

No preparo do afluente, em mesa de triagem (Figura 12) em aço inoxidável ocorre a inspeção dos resíduos e retirada de materiais não orgânicos. Acoplado à mesa de triagem, um triturador Tritury, modelo ACX 500 – 5HP, reduz o tamanho das partículas do resíduo para granulometria inferior a 2,5 mm, evitando entupimentos das tubulações e garantindo a integridade do conjunto de bombeamento.

Figura 12 - Descrição do sistema de triagem e tritura do resíduo orgânico do reator CSTR



49 – Mesa de triagem do RA

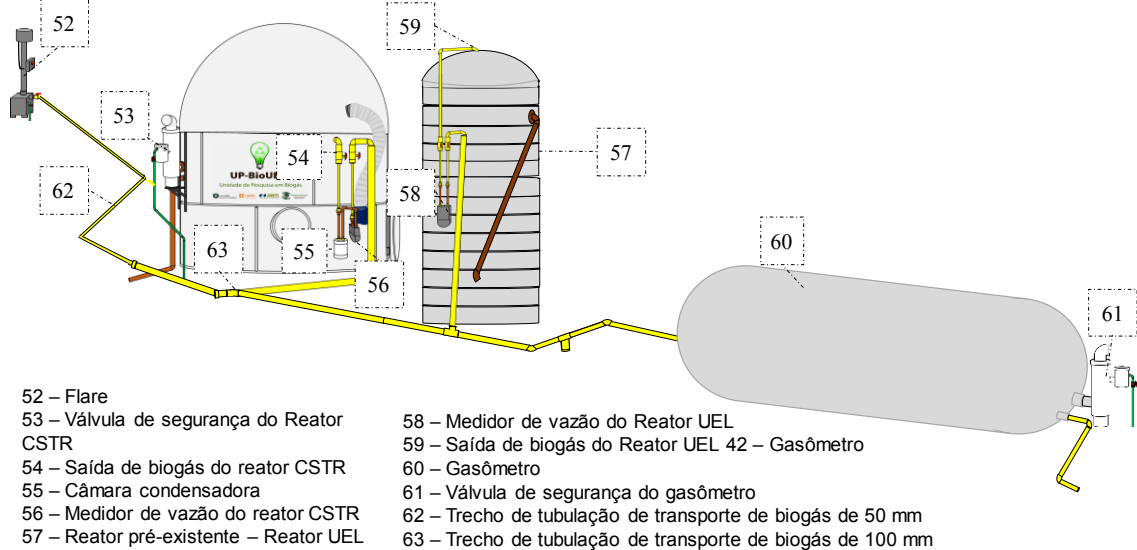
50 – Triturador de resíduo orgânico

51 – Tubulação de transporte do resíduo orgânico para o tanque de equalização

Fonte: o Autor (2021)

O biogás produzido é quantificado por medidor de gás G2.5 - Aépio com vazão máxima de $4,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. O transporte do gás ocorre por pressurização do reator em tubulação PVC DN 100 mm, no qual é armazenado em gasômetro de 20 m^3 . O biogás excedente é transportado até o *flare* por uma tubulação de PVC DN 60 mm. O reator CSTR e o Reator UEL encaminham o biogás gerado para o gasômetro por meio da mesma tubulação, que se inicia no reator CSTR e intercepta a saída de biogás do Reator UEL após o medidor de vazão do mesmo, não interferindo no quantitativo do reator em sequência. Uma representação do sistema completo de transporte de biogás é apresentado na Figura 13.

Figura 13 - Descrição do sistema de transporte e armazenamento do biogás



Fonte: o Autor (2021)

O Reator UEL apresenta maior utilização para tratamento dos dejetos animais gerados durante os experimentos com suínos, conduzidos por alunos, professores e funcionários da universidade. Em ocasiões esporádicas, o mesmo recebeu o excedente de RU que não pôde ser inserido no CSTR, devido às condições controladas do volume afluente. A única interferência do Reator UEL ao sistema UP-BioUEL é restrita ao biogás gerado, na qual utiliza a mesma tubulação para transporte e armazenamento no gasômetro.

Para garantir a integridade da UP-BioUEL, o sistema conta com três dispositivos de segurança (Figura 14). O funcionamento dos sistemas de segurança baseia-se no equilíbrio da pressão interna do sistema de transporte do biogás. Este transporte requer uma pressão maior da válvula de segurança do reator para que se supere as perdas de carga da tubulação e não permita que o biogás extravase pela válvula de segurança do gasômetro. O selo hídrico do *flare* somente será vencido pelo biogás quando o sistema estiver saturado. Desta forma, garante-se que o biogás seja queimado e não lançado na atmosfera pelas válvulas, tanto do gasômetro, quanto do reator.

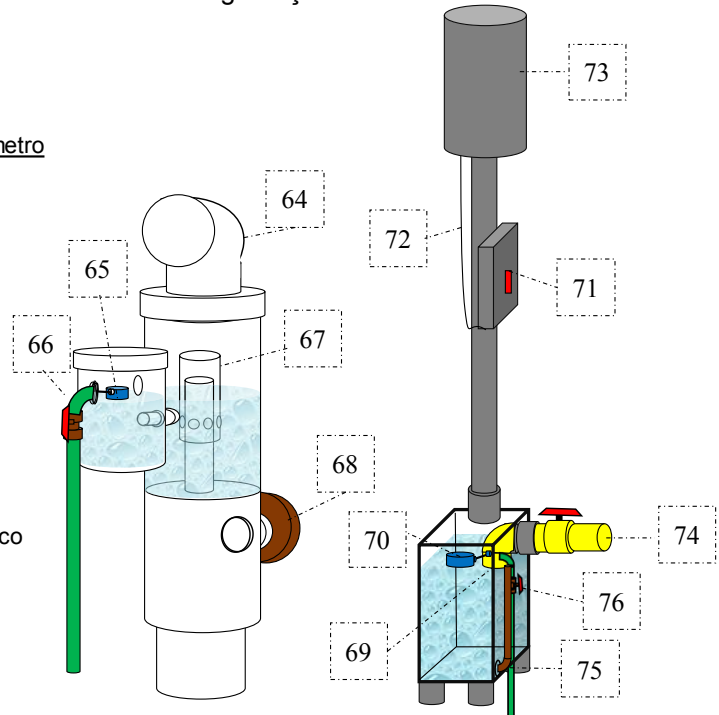
Figura 14 - Descrição dos sistemas de segurança da UP-BioUEL

Válvula de segurança – Reator CSTR e gasômetro

- 64 – Saída do biogás
- 65 – Controlador de nível do selo hídrico
- 66 – Alimentação do selo hídrico
- 67 – Controlador de pressão do selo hídrico
- 68 – Entrada de biogás

Flare

- 69 – Dispensador afogado de biogás
- 70 – Controlador do nível do selo hídrico
- 71 – Controle de acionamento de fâsca
- 72 – Condutor elétrico para fâsca
- 73 – Queimador
- 74 – Entrada de biogás
- 75 – Controlador externo do nível do selo hídrico
- 76 – Alimentação do selo hídrico

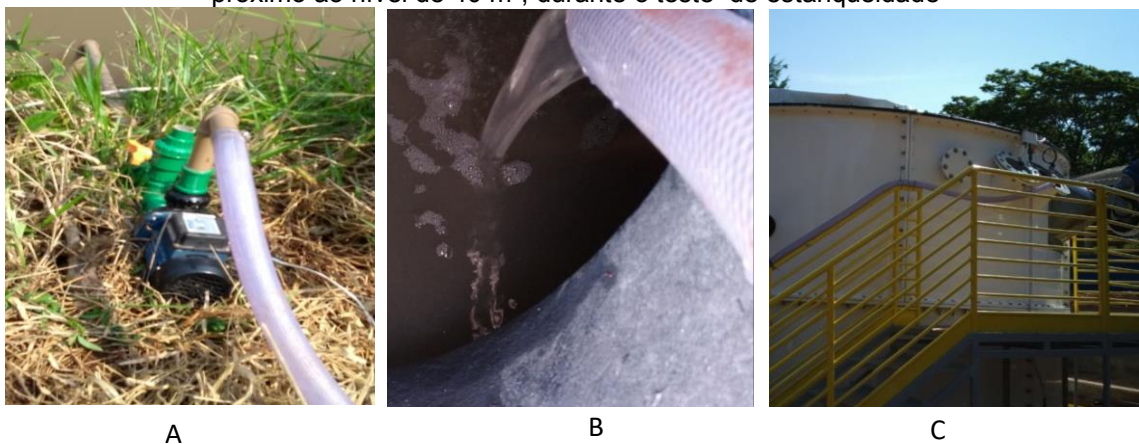


Fonte: o Autor (2021)

4.2.3 Teste de estanqueidade do reator

Com auxílio de uma bomba centrífuga adicionou-se água ao reator até o nível de 40 m³ (2 m de altura). Não sendo verificados vazamentos, garantiu-se a estanqueidade para líquidos.

Figura 15 - Sistema de bombeamento (A) e tubulação utilizada (B) para enchimento do reator CSTR próximo ao nível de 40 m³, durante o teste de estanqueidade



A

B

C

Fonte: o Autor (2021)

Selando o reator hermeticamente, testou-se a estanqueidade para gás, pressurizando o mesmo com ar atmosférico com auxílio de um compressor. Após atingir a pressão estabelecida (5 mbar), manteve-se o sistema em repouso por 48 horas, quando se testou a pressão interna do reator novamente. Identificando que não houve redução da pressão interna do reator, garantiu-se a estanqueidade para gases.

Os mesmos procedimentos para estanqueidade de gases foram realizados para todo o sistema, incluindo tubulações, selo hídrico do *flare* e gasômetro.

4.3 ETAPA II – EXPERIMENTO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS: PARTIDA, OPERAÇÃO E MONITORAMENTO

4.3.1 Inóculos utilizados

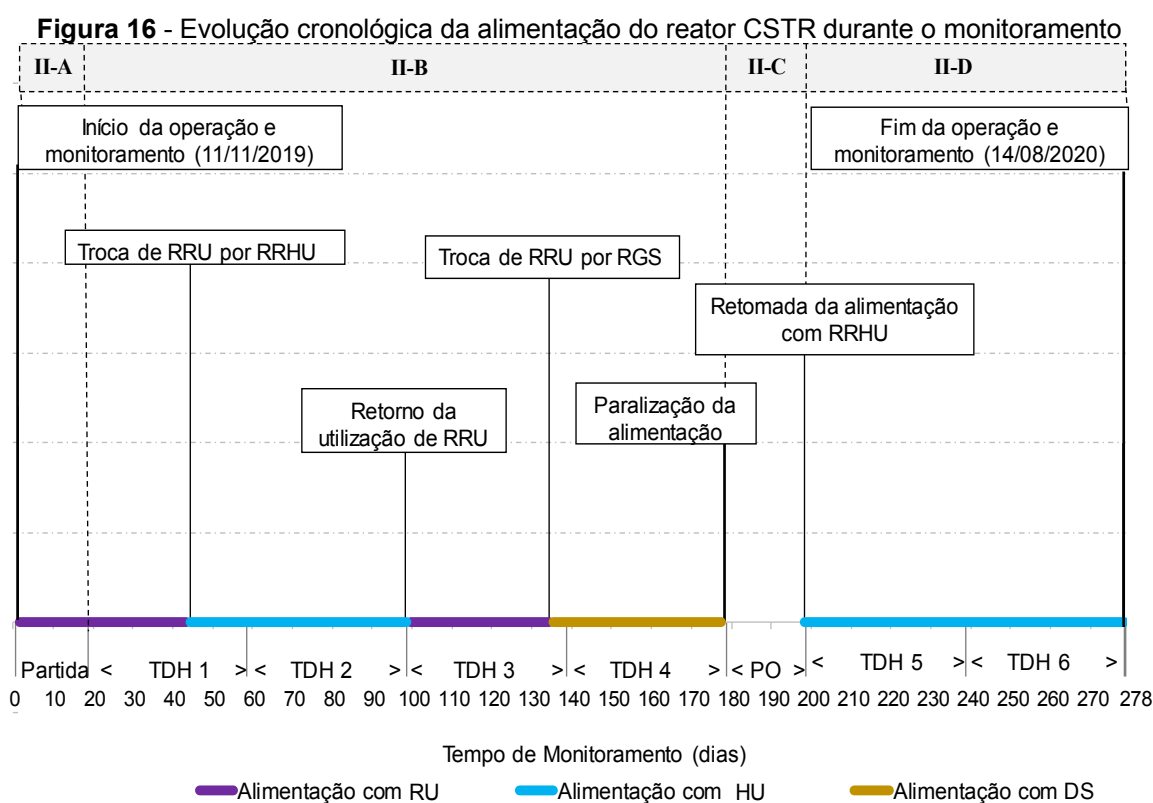
Como fonte de microrganismos para iniciar o processo de DA, optou-se por utilizar dois tipos de inóculos, em iguais proporções de volume (12+12 m³). Como inóculos, foram coletados o efluente de dois processos anaeróbio em operação, que tratavam dejetos bovinos (inóculo bovino – IB) e dejetos suínos (inóculo suíno – IS). Os inóculos IB e IS foram coletados do interior de biodigestores modelo canadense, em operação nas cidades de Leópolis-PR e Arapongas-PR, respectivamente.

O IB e IS apresentaram concentrações de 23,37 kgSTV.m⁻³ e 2,65 kgSTV.m⁻³, relação STV/ST de 0,64 e 0,61 e pH de 7,2 e 7,4, respectivamente. Desta forma, foram adicionados ao interior do reator uma massa orgânica total estimada em 312,24 kgSTV dos inóculos. No interior do reator, a mistura de inóculos permaneceu em repouso por 10 dias para que ocorresse sua desgaseificação. Parte dos STV presentes nos inóculos representam material orgânico ainda não digerido. Assim, o período de desgaseificação foi realizado para que parte desse material orgânico fosse degradado.

A aclimatação do inóculo teve início a partir do 4° dia. A temperatura foi elevada, gradualmente, até atingir as condições mesofílicas definidas para o experimento (36°C ± 2°C). Para garantir a homogeneidade do inóculo e evitar a sedimentação dos sólidos presentes na mistura, optou-se por utilizar agitação mecânica. O agitador foi configurado para operar a 800 rpm por 5 minutos a cada 6 horas.

4.3.2 Substratos utilizado no experimento de DA

Durante a condução do experimento foram utilizados três tipos de substratos, sendo: Resíduo Alimentar do Restaurante Universitário (RU); Resíduo Alimentar do Restaurante do Hospital Universitário (HU); e Dejeito Suíno (DS). Algumas situações adversas exigiram mudanças nos substratos das alimentações, como o recesso acadêmico da UEL e a Pandemia da COVID-19. A evolução cronológica dos acontecimentos relacionados aos tipos de substratos utilizados é apresentada na Figura 16.



Fonte: o Autor (2021)

Os RU (Figura 17-A) foram provenientes do preparo das refeições e da limpeza das bandejas, pós-consumo. Segundo dados da administração do RU, são servidos em média 3.000 refeições diárias. De acordo com o cardápio servido e o desperdício deixado nas bandejas pelos usuários do serviço, gera-se um volume de resíduos variável, porém sem quantificação.

A logística adotada para alimentação do sistema permitiu a utilização dos RU sempre frescos (refrigerados), evitando a decomposição precoce do mesmo antes de sua inserção no reator, tendo em vista que os RU permaneceram armazenados em

câmara fria do restaurante universitário até o momento de sua coleta. O reator foi alimentado 3 vezes por semana, às segundas, quartas e sextas-feiras.

Em cada alimentação foi adicionado um cardápio com composições diferentes, formado geralmente por dois cardápios distintos. Ficava a cargo da administração do restaurante universitário a decisão sobre qual cardápio servir, podendo ocorrer repetições devido a alimentos que sobraram do dia anterior. As composições de alguns dos diferentes cardápios que foram servidos no restaurante são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Composição específica de alguns dos cardápios que originaram os RU utilizados para alimentação do reator CSTR nas Etapas II-A e II-B.

Cardápio	Composição
1	Arroz branco, arroz integral, feijão, bife grelhado, proteína de soja, banana à milanesa, salada de pepino e laranja.
2	Arroz branco, arroz integral, feijão, filé de peixe empanado, proteína de soja, pirão de peixe, salada de almeirão e laranja
3	Arroz branco, arroz integral, feijão, sobrecoxa de frango assada, proteína de soja, polenta, salada de pepino e banana.
4	Arroz branco, arroz integral, feijão, carne bovina ao molho, proteína de soja, banana à milanesa, salada de chicória e gelatina.
5	Arroz branco, arroz integral, feijão, strogonoff de carne bovina, proteína de soja, batata palha, salada de acelga e laranja.
6	Arroz branco, arroz integral, feijão, quibe de forno (carne bovina), quibe de proteína de soja, cenoura refogada, salada de alface e gelatina.
7	Arroz branco, arroz integral, feijão, lasanha à bolonhesa (carne bovina), lasanha à bolonhesa (proteína de soja), salada de repolho com gengibre e gelatina.

Fonte: o Autor (2021)

Os HU (Figura 17-B) são provenientes das sobras das alimentações dos funcionários e dos pacientes da maternidade do HU, sendo utilizados quando não foi possível utilizar o RU. Para estes resíduos não foi possível identificar os cardápios servidos visto que a logística para recolhimento, acondicionamento e transporte diferia da utilizada para o RU. Para o HU, os volumes eram coletados após refeições, sendo acondicionados sem refrigeração até o transporte para a UP-BioUEL.

Para verificação da composição bromatológica do substrato, foi coletado a cada dia de utilização do HU uma alíquota do afluente e realizado a composição com o conteúdo de todas as alimentações do substrato para compor uma amostra representativa do período total de utilização.

O DS (Figura 17-C) foi utilizado no período em que a alimentação do sistema com resíduos alimentares não foi possível, no período do fim do TDH 3 e TDH 4

completo. O DS foi resultante da limpeza da baia de criação dos suínos, sendo composto por fezes e água, utilizada na limpeza. Durante a condução do experimento, ocorreu a substituição do tipo de ração utilizada para alimentação de parte dos animais sem aviso prévio. Com isso, consideraram-se dois tipos de DS. No entanto, não foi possível identificar a data exata da alteração, com isso, realizou-se a amostragem em duas datas diferentes e constituiu-se uma média simples para considerar como as características do DS.

Figura 17 - Cardápio de RU (A), cardápio de HU (B) e DS (C) utilizados na alimentação do sistema



Fonte: o Autor (2021)

4.3.3 Etapa II-A - Partida do reator anaeróbio em processo de alimentação semi-contínua

A partida do sistema anaeróbio do reator CSTR baseou-se em experimentos preliminares realizados pelos pesquisadores do LABTAR, que testaram diferentes formas de partida de reatores anaeróbios em diferentes escalas. Para os experimentos preliminares, as metodologias consultadas foram Malinowsky (2016), Gueri (2017) e Magalhães (2018). Os resultados foram considerados como base para elaboração do modelo de partida adotado no reator CSTR.

Para o atual estudo, a partida do sistema foi realizada com 60% do volume útil do reator CSTR. A elevação para o volume de operação foi realizada durante 18 dias, com a mesma frequência de alimentação das fases subsequentes, 3 vezes por semana, com COV variando em função da massa de resíduos disponível. Com o volume útil completo, iniciou-se a Etapa II-B, com alimentações e retiradas de efluente.

4.3.3.1 Alimentação de forma semi-contínua para preenchimento do volume de operação do reator CSTR

Após o período de desgaseificação iniciou-se a alimentação do reator com RU, com frequência de três vezes por semana (segundas, quartas e sextas-feiras). O RU foi diluído com água para equalizar o volume e o STV, buscando-se assim, obter COV próxima de $0,5 \text{ kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, esperada para esta etapa. As alimentações foram realizadas até o preenchimento do volume útil (40 m^3).

Diferentemente da maioria dos trabalhos encontrados na literatura, que utilizam resíduos previamente caracterizados, no presente estudo não foi possível caracterizar os RU quanto à concentração de STV anteriormente as alimentações, devido a adoção técnica de utilização dos RU sempre frescos. Nesse trabalho, fez-se necessário fixar o valor da COV e estipular a quantidade de STV a ser adicionado para se aproximar da COV pretendida.

Devido às variações da COV, em função das análises de STV posteriores à alimentação, classificou-se a COV como variável. Para as alimentações buscou-se manter a COV próxima a $0,5 \text{ kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, controlando volumetricamente a massa total de ST adicionada ao sistema.

Para verificar a massa de STV a ser adicionada em cada alimentação, buscando se aproximar da COV de $0,5 \text{ kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, fixou-se o valor de COV e calculou-se a massa de STV a ser adicionada através das Equações 1 e 2.

$$\text{COV} = \frac{\text{STV} * \text{Q}}{\text{V}} \quad \text{Equação 1 - } \text{Q}_{\text{real}}$$

$$\text{Q} = \frac{\text{V}}{\text{TDH}} \quad \text{Equação 2 - } \text{Q}_{\text{teórico}}$$

STV= quantidade de STV adicionados por litro de reator durante o TDH adotado ($\text{kgSTV} \cdot \text{L}^{-1}$)

COV= carga orgânica volumétrica ($\text{kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$);

V= volume útil do reator (m^3);

Q= vazão diária (L d^{-1})

TDH = Tempo de detenção hidráulica (dias)

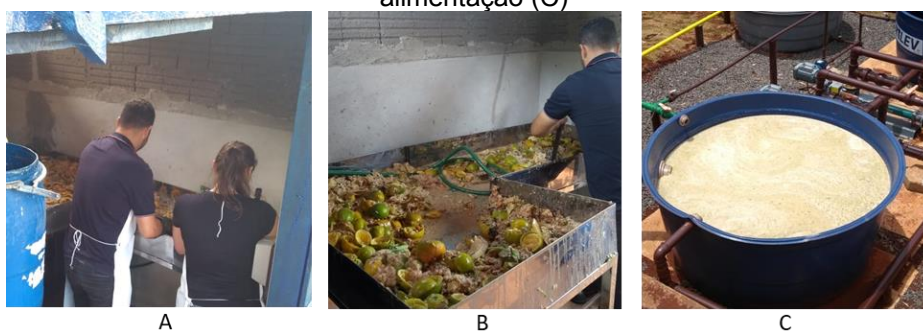
O volume diário de alimentação foi calculado relacionando o volume útil do reator e o TDH. Adotou-se um TDH de 40 dias para o experimento. Desse modo, a vazão de entrada e saída do reator deveria ter um volume de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Como a alimentação foi realizada 3 vezes por semana, houve um ajuste nos cálculos e a vazão de entrada e saída por alimentação passou a ser $2,3 \text{ m}^3$ ($7 \text{ m}^3 \cdot \text{semana}^{-1} / 3 \text{ alimentações} \cdot \text{semana}^{-1} = 2,3 \text{ m}^3 \cdot \text{alimentação}^{-1}$) Procurou-se, desta forma, compensar a carga orgânica total nos dias em que o reator não foi alimentado.

Antes de serem inseridos no reator, os RU passaram por pré-tratamento físico, para redução do tamanho das partículas (Figura 18), que ocorria por meio do triturador de alimentos (Figura 12). Este processo necessitava da utilização de água, visto que o triturador necessita trabalhar com fluido corrente passando pelo seu disco de corte.

Após a trituração, os RU foram encaminhados para o tanque de equalização junto com o volume de água, utilizado no processo de trituração. Este volume variou de acordo com a quantidade e característica dos RU recebidos. Algumas situações demandaram maior quantidade de água em função das características do material a ser triturado como, por exemplo, em dias com elevada quantidade de resíduos de ossos, provenientes de cardápios como 3 e 8 (Tabela 5). Fato esse que colaborou para as variações verificadas na COV. O volume correto de diluição foi ajustado conforme a necessidade, sempre em função da COV esperada de $0,5 \text{ kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, ficando fixado o valor de $2,3 \text{ m}^3$ de mistura (substrato+ água).

O volume de substrato triturado foi fixado para um volume máximo de 1 m^3 para cada alimentação. O volume total ($2,3 \text{ m}^3$) foi completado com água (Etapa II-A) ou lodo clarificado do efluente (Etapa II-B e II-D). Dessa forma, buscou-se reduzir as variações da COV quando o volume de substrato gerado no dia foi elevado. O processo de trituração resíduos alimentares é apresentado na Figura 18.

Figura 18 - Processo de tritura do RU para alimentação do reator (A e B) e afluente equalizado para alimentação (C)



Fonte: o Autor (2021)

O processo de partida do reator durou 18 dias. Nesse período foram realizadas 8 alimentações com RU. Anterior a 8ª alimentação retirou-se o volume de 2,3 m³ de efluente.

O efluente retirado na fase de partida foi mantido em repouso por 48 horas para sedimentação dos sólidos presentes no fluido. Como esperado, verificou-se a separação dos sólidos, no qual, o processo formou uma camada de lodo sedimentado no tanque. Na camada superior (aproximadamente 80 a 90% do volume do tanque), resultou um líquido clarificado, com baixa quantidade de sólidos, denominado como lodo clarificado.

A proposta de sedimentação do efluente objetivou a utilização do lodo clarificado para equalizar a mistura afluyente de RA, evitando a utilização de água limpa. O lodo clarificado em questão foi utilizado a partir da Etapa II-B, excetuando-se o período em que foi utilizado DS como substrato.

4.3.4 Etapa II-B: Operação e Monitoramento do desempenho do reator CSTR para os TDHs 1, 2, 3 e 4.

A Etapa II-B compreende a operação e o monitoramento do reator CSTR durante os TDH 1, 2, 3 e 4. Para as alimentações utilizou-se a mesma metodologia descrita na Etapa II-A. O controle da COV foi realizado com base no volume de resíduo triturado, devido às variações dos volumes de água utilizados para trituração dos resíduos. Desse modo, optou-se por estabelecer um volume aproximado de 600 L de resíduo triturado como padrão para se aproximar da COV esperada, de 0,5 kgSTV.m⁻³.d⁻¹. No entanto, as concentrações de STV variaram de acordo com a diluição atingida em cada tritura, tipo de cardápio e quantidade de resíduos, sendo verificada apenas posteriormente por análises gravimétricas.

Na Etapa II-B foi utilizado o lodo clarificado do efluente para a diluição do RA. Após a equalização do afluyente com o RA triturado, um novo volume de efluente foi retirado e armazenado, permanecendo em repouso pelo período correspondente ao intervalo entre as alimentações, sendo utilizado na alimentação subsequente.

Durante a Etapa II-B ocorreram alterações no planejamento devido ao recesso acadêmico que paralisou as atividades do restaurante universitário e conseqüentemente cessou a geração de RU. As alimentações com RU ocorreram desde o início da operação até o 41º dia, no TDH 1, quando iniciou o recesso

acadêmico. Para este período, optou-se pela utilização de HU até a normalização das atividades do restaurante universitário, sendo utilizado o HU entre o 42° e o 94° dia de operação, quando finalizou o TDH 2.

Com a volta das atividades do restaurante universitário, retomou-se as alimentações com RU para o TDH 3, até o 134° dia de operação, quando ocorreu a paralisação das atividades fundamentada por decretos estaduais e municipais devido à Pandemia de COVID-19. Para o final TDH 3 e o TDH 4 completo, utilizou-se DS como substrato, no período entre o 135° e 178° dias de operação, quando foi iniciado o PO.

4.3.5 Etapa II-C – Período ocioso – PO

A Etapa II-C avaliou o comportamento do sistema em um período sem a adição de substratos. Diante das situações enfrentadas, buscou-se reproduzir nesse período as situações de ausência de substrato que podem ocorrer sem aviso prévio. Denominou-se o período sem alimentações como período ocioso (PO). Não ocorreram alimentações no sistema por um período correspondente a meio TDH (20 dias), do 179° ao 198° dia.

Com o intuito de avaliar a evolução do comportamento do processo durante o PO, os parâmetros operacionais de agitação e temperatura, bem como a frequência de monitoramento dos parâmetros de desempenho foram mantidos com as mesmas condições dos TDH anteriores. Ao fim do PO, retornou-se às alimentações com a utilização de HU.

4.3.6 Etapa II-D – Avaliação da resposta do sistema a retomada das alimentações após o PO

A Etapa II-D analisou a resposta do sistema à retomada das alimentações do sistema, verificado o comportamento do processo quanto aos parâmetros de controle e monitoramento. Verificou-se também a resposta do sistema à produção de biogás, tanto quantitativo como qualitativo.

Para esse período foi utilizado HU como substrato. O monitoramento ocorreu do 199° até o 278° dia de operação (TDH 5 e 6) quando encerraram as atividades de

acompanhamento do sistema para esse estudo. Quanto às condições operacionais, o sistema foi operado seguindo a mesma metodologia descrita na Etapa II-A.

4.3.7 Monitoramento do desempenho do processo de DA

Para verificar a estabilidade do sistema e do processo de digestão anaeróbia, alguns parâmetros foram analisados. Os parâmetros monitorados, assim como o método analítico, os equipamentos e a periodicidade de análise são indicados na Tabela 6.

Tabela 6 - Parâmetros monitorados, método analítico, equipamentos e periodicidade de análise realizadas para monitoramento da estabilidade do processo

Parâmetro	Método / Referência	Equipamento (modelo/marca)	Frequência
pH	Potenciométrico - 4500 / APHA (2017)	pHmetro Ohaus Starter 3100 Agitador: FISATOM 761 Eletrodo para gordura	2x semana**
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	Titulométrico - 2320 B / APHA (2017)	pHmetro Ohaus Starter 3100 Agitador FISATOM 761 Titulador Dosimat METROHM	2x semana**
AGV (mg.L ⁻¹)	Titulométrico / Dilallo e Albertison (1961)	pHmetro Ohaus Starter 3100; Agitador FISATOM 761 Titulador Dosimat METROHM	2x semana**
Série de sólidos (mg.L ⁻¹)*	Gravimétrico - 2540 / APHA (2017)	Estufa 90°C Marconi Mufla 550°C Marconi	Semanal***
DQO (mg.L ⁻¹)*	Refluxo fechado - 5220 C; Espectrofotométrico / APHA (2017)	Bloco digestor COD Reactor HACH Espectrofotômetro MN Nanocolor Vis	Semanal
Carbono orgânico – C _{orgânico} (mg L ⁻¹)	Jiménez e Garcia (1991)	STV÷1,8	TDH completo
Nitrogênio Total – NTK	Destilação Kjeldahl - 4500; Titulométrico / APHA (2017)	Bloco digestor Buchi Destilador Buchi	½ TDH (20 dias)
Nitrogênio Amoniacal	Titulométrico - 4500 C / APHA (2017)	Destilador Buchi	½ TDH (20 dias)
Proteína (mg L ⁻¹)	Instituto Adolfo Lutz (2008)	NTK x 6,25	Substratos
Lipídeos (mg L ⁻¹)	Instituto Adolfo Lutz (2008)	Estração direta em Extrator Soxhlet	Substratos
Carboidratos (mg L ⁻¹)	Instituto Adolfo Lutz (2008)	Diferença entre a soma de proteínas, lipídeos, água e cinzas	Substratos

*Método adaptado

** para as Etapas II-A e II-B foram realizadas 3x na semana

***para amostras de afluente realizadas 3x por semana

Fonte: o Autor (2021)

Na análise dos ST, a estufa de secagem foi regulada para temperatura de 90°C. A metodologia da APHA (2012) define como 105°C, porém Angelidaki *et al.* (2009) sugerem a redução da temperatura visto que a amostra apresenta grande quantidade de matéria orgânica. Desse modo, é possível evitar que ocorram perdas de parcela da matéria orgânica volátil da amostra durante a análise.

Para as análises de DQO, optou-se por diluir e sonicar as amostras. Utilizou-se sonificador Unique, modelo UltraCleaner 7.000, por 15 minutos, em temperatura ambiente, para diluição de sólidos presentes na amostra.

4.3.7.1 Cálculo dos percentuais de conversão de STV e DQO

Para verificar os percentuais de conversão de STV, foi realizado a somatória de todo o STV adicionado - STV_{add} ao sistema com o STV remanescente do período anterior - STV_{rma} , considerando esse valor como o STV afluyente do período - STV_{af} . Para verificação do STV efluente - STV_{ef} , foi realizado a somatória de todo o STV retirado do sistema - STV_{rt} por meio da concentração de STV de cada retirada efluente, assim como a massa final de STV remanescente no sistema ao fim do referido período - STV_{rmp} . A diferença entre o STV_{af} e o STV_{ef} , foi considerado o STV convertido em biogás - STV_c . Desse modo, calculou-se a taxa de conversão do parâmetro - TC_{STV} , de acordo com as Equações 3 e 4.

$$STV_c = (STV_{ad} + STV_{rma}) - (STV_{rt} + STV_{rmp}) \quad \text{Equação 3}$$

$$\%TC_{STV} = \frac{STV_c}{STV_{af}} \times 100 \quad \text{Equação 4}$$

STV_c = STV convertido em biogás e biomassa

STV_{ad} = somatória do STV adicionado

STV_{rma} = STV remanescente do período anterior

STV_{rt} = STV retirado do sistema no efluente

STV_{rmp} = STV remanescente no sistema ao fim do referido período

STV_{af} = STV afluyente do processo

$\%TC_{STV}$ = percentual da taxa de conversão de STV

Para verificação da taxa de conversão da DQO utilizou-se do mesmo modelo de cálculo, conforme Equações 5 e 6. Do mesmo modo, realizou-se as mesmas análises para os períodos referentes a utilização de cada substrato.

$$DQO_c = (DQO_{ad} + DQO_{rma}) - (DQO_{rt} + DQO_{rmp}) \quad \text{Equação 5}$$

$$\%TC_{DQO} = \frac{DQO_c}{DQO_{af}} \times 100 \quad \text{Equação 6}$$

DQO_c = DQO convertida em biogás

DQO_{ad} = somatória da DQO adicionada

DQO_{rma} = DQO remanescente do período anterior

DQO_{rt} = DQO retirada do sistema no efluente

DQO_{rmp} = DQO remanescente no sistema ao fim do referido período

DQO_{af} = DQO afluyente do processo

$\%TC_{DQO}$ = percentual da taxa de conversão da DQO

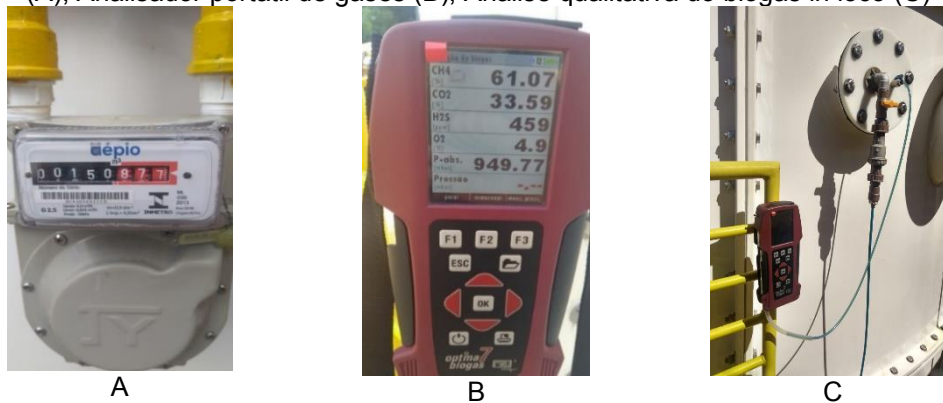
Ressalta-se que as análises de STV e DQO do afluyente ocorreram a cada alimentação para STV e semanalmente para DQO, sendo utilizada uma mistura homogênea das alimentações realizadas no período. Para as amostras efluentes, o STV foi analisado semanalmente e a DQO a cada 20 dias, referentes à metade e final do TDH.

4.3.8 Procedimentos para análise quali-quantitativa do biogás

O quantitativo da produção de biogás foi aferido com a utilização do medidor de vazão (Figura 19-A) instalado na tubulação de biogás que interliga o reator ao gasômetro. O medidor opera com vazões mínimas e máximas de 0,025 a 4,0 m³.h⁻¹, respectivamente e registra, por meio de totalizador do tipo ciclométrico, a produção acumulada de biogás em m³.

A qualidade do biogás produzido foi aferida *in loco* por meio do analisador portátil de biogás MRU[®] Optima 7 Biogas (Figura 19-B) a cada alimentação. O equipamento é acoplado ao reator em uma saída de gás específica para verificação qualitativa (Figura 19-C). O analisador portátil de gases exprime em percentual os gases CH₄, CO₂ e O₂; e em ppmV o H₂S, por meio de sensores acoplados ao aparelho.

Figura 19 - Equipamentos utilizados para análises quanti e qualitativas do biogás: Medidor de vazão (A); Analisador portátil de gases (B); Análise qualitativa do biogás in loco (C)



Fonte: o Autor (2021)

Salienta-se que as coletas de dados referentes ao quantitativo e qualitativo de biogás, ocorreram anteriormente às operações de retirada de efluente e alimentação.

Para verificar a eficiência da conversão de STV em biogás, calculou-se a produção específica de biogás - PE. Para isso, os volumes acumulados de biogás - VAB quantificados foram relacionados com a massa de STV adicionada no mesmo período, através da Equação 7. Os valores de PE são apresentados em m³ de biogás e/ou metano por kg de STV adicionados (m³.kgSTV_{add}⁻¹).

$$PE = \frac{VA}{MSA} \quad \text{Equação 7}$$

PE = Produção específica (m³.kgSTV_{add}⁻¹).

VA = Volume acumulado de biogás e/ou metano (m³).

MAS = Massa de STV adicionados (kgSTV).

A PE foi verificada para cada TDH monitorado, assim como para o período total da utilização de cada um dos substratos afluentes. Desse modo, foi possível verificar a influência de cada substrato na produção de biogás.

4.4 ETAPA III – EXPERIMENTO DE COMPOSTAGEM COM RESÍDUOS VEGETAIS E LODO ANAERÓBIO SEDIMENTADO

Para mitigar os efeitos da geração de resíduos da UP-BioUEL, realizou-se um experimento de compostagem para destinar o lodo anaeróbio sedimentado – LAS. Para o processo de compostagem, foram empregados os resíduos de poda vegetal -

RP, resíduos de poda/aparas de grama - RG produzidos na UEL como substrato estruturante para o LAS. Todos os resíduos utilizados foram coletados no campus da UEL. Os resíduos vegetais são provenientes dos serviços de manutenção e limpeza de jardins realizados no campus, enquanto o LAS é proveniente do sistema de biodigestão anaeróbia, UP-BioUEL.

4.4.1 Etapa III-A - Levantamento Quantitativo dos Resíduos de Poda do Campus da UEL

O campus universitário da UEL, desconsiderando a Fazenda Escola e os bosques destinados exclusivamente para a vida silvestre, conta com uma área total de 235.000 m². Nessa área está instalada a maior parte da infraestrutura do campus, como centros acadêmicos, bibliotecas, laboratórios, quadras esportivas, além das dependências que abrigam toda a estrutura da reitoria, parte administrativa e Prefeitura do Campus, com garagens e setores de manutenções em geral.

As partes do campus que permitem a circulação de pedestres ou veículos contam com serviço de jardinagem e manutenção arbórea em seus entornos, sendo realizados quando necessário. As intervenções ocorrem devido ao adensamento das copas das árvores ou altura elevada da grama, no caso da manutenção da cobertura do solo. As áreas de maior fluxo de pessoas ou nas proximidades dos prédios, contam com serviço de coleta das aparas de grama. No entanto, ressalta-se que a maior parte das aparas de grama são deixadas sobre o solo para a decomposição natural.

Os RP são coletados de acordo com a necessidade e disponibilidade de funcionários, visto que o setor relata déficit de mão de obra. O quantitativo da geração e recolhimento desse resíduo fica atrelado à necessidade de intervenção, à disponibilidade de funcionários e equipamentos para realização dos serviços.

Foi realizado um levantamento/estimativa junto à Prefeitura do Campus Universitário - PCU da UEL, no setor de Jardinagem e Manutenção, para identificar o quantitativo de resíduos de vegetais da UEL e a possibilidade de unir esses resíduos ao LAS em um processo combinado de compostagem.

A coleta dos materiais é realizada com o auxílio de uma carreta de dimensões 2,8 x 1,8 x 0,8 m (L x B x h), acoplada a um trator agrícola (Figura 20). Os resíduos são encaminhados ao ponto de descarte, localizado no campus, onde são dispostos em valas e cobertos com terra.

Figura 20 - Operação de recolhimento dos resíduos vegetal no Campus (A e B)



Fonte: o Autor (2021)

Os RG são gerados a partir da roçagem periódica dos gramados, que varia de acordo com a estação do ano. Em períodos quentes e chuvosos a frequência de roçagens aumenta, ao contrário de períodos secos e com temperaturas reduzidas.

Os RG, em geral, não são coletados, ficando dispostos sobre o local da roçagem. Para o quantitativo da geração de resíduo da poda de grama, realizou-se um levantamento amostral, estimando o total produzido em função da área do Campus. A coleta referente à quantificação ocorreu no Outono, estação do ano que apresenta valores transitórios para temperatura e pluviosidade em relação ao Verão e Inverno (IPMET, 2020), mais especificamente no dia 01 de maio de 2020.

Realizou-se a coleta de resíduos em 6 pontos do campus. Para a coleta utilizou-se um gabarito de 1m² de área (Figura 21), sendo disposto sobre os resíduos roçados, delimitando a área a ser coletada. Foram selecionados 6 pontos (P1 a P6) com características distintas, com o intuito de representar todas as condições de vegetação rasteira do campus, incluindo os dois tipos de roçagem que são realizadas: mecanizada (com emprego de roçadeira acoplada a um trator agrícola) e manual (com roçadeiras manuais).

Figura 21 - Coleta amostral para quantitativo de resíduo de grama para os pontos P1 (A.1 e A.2); P2 (B.1 e B.2); P3 (C.1 e C.2); P4 (D.1 e D.2); P5 (E.1 e E.2) e P6 (F.1 e F.2).



Fonte: o Autor (2021)

Dos pontos selecionados, 3 foram coletados em locais abertos, com grande incidência de luz solar, enquanto os outros 3 estavam em locais com presença de árvores e menor incidência de luz solar. Com o objetivo de obter melhor representatividade ao estipular a produção de RG por m^2 na UEL.

Para quantificar o RG gerado, utilizaram-se todos os pontos de coleta para compor um valor médio por m^2 para todo o campus. Foram determinados, por meio de análises em laboratório, os valores de ST, STV e umidade. Para evitar interferência da umidade no quantitativo, visto que os locais coletados foram aparados em dias diferentes, optou-se por apresentar os resultados em massa seca. Com a abordagem de todas as condições de produção e roçagem de grama do campus, considera-se o valor definido como válido para estimar a geração total.

4.4.2 Etapa III-B - Ensaios de Compostagem

4.4.2.1 Coleta e preparação dos Resíduos

- **Resíduos de poda de árvores - RP** - O RP foi proveniente da poda do arbusto Azaléia (*Rhododendron simsii*) (Figura 22-A) e de espécies arbóreas, Ingá Feijão (*Inga cylindrica*), Flamboyant (*Delonix regia*) e Santa Bárbara (*Melia azedarach*) (Figura 22-B). Os resíduos da espécie arbustiva foram gerados após a poda de manutenção e os resíduos das espécies arbóreas foram originados de eventos climáticos. Os resíduos foram triturados com equipamento de trituração acoplado ao trator e carreta pertencente à prefeitura do Campus. Os resíduos triturados (Figura 22-C) foram encaminhados ao local do experimento e mantidos a sombra, para evitar a perda de umidade. Foram utilizados preferencialmente galhos de pequenos diâmetros para compor o resíduo, na ordem de 50 mm.
- **Resíduos de aparas de grama - RG** - Os RG foram coletados após a roçagem de um dos campos de futebol do campus da UEL (Figura 22-D). A roçagem foi realizada de forma mecânica com o emprego de uma roçadeira acoplada a um trator. Os resíduos foram coletados e encaminhados ao local do experimento de compostagem (Figura 22-E).
- **Lodo anaeróbio sedimentado - LAS** - O LAS foi coletado do fundo do tanque de efluente do reator CSTR (Figura 22-F). Nesse tanque o efluente foi mantido em decantação por 48 horas, sendo que o lodo clarificado retornava ao processo de DA e o lodo sedimentado foi bombeado para um tanque de armazenamento com a finalidade de utilização na compostagem. O LAS foi acumulado durante o período que o reator foi alimentado exclusivamente com RU. Para seu armazenamento, foi utilizado um tanque de PVC de 1m³. Após o lodo preencher todo o volume do tanque, este permaneceu em repouso por 30 dias. Ao fim desse período, foi retirado o lodo clarificado excedente do LAS, afim de reduzir o percentual de umidade do material.

Figura 22 – Processo de tritura do RP (A e B), RP triturado (C); RG utilizado (D) e pontos de coleta do RG (E); LAS resultante da decantação do efluente do reator anaeróbico no fundo do tanque de decantação bombeado para o tanque de armazenamento (F)



Fonte: o Autor (2021)

4.4.2.2 Caracterização dos substratos utilizados no ensaio de compostagem

As características dos resíduos utilizados no processo de compostagem podem interferir diretamente no desempenho do processo. Na Tabela 7 são apresentados os valores obtidos por meio da caracterização físico-química.

Tabela 7 - Caracterização físico-química dos substratos utilizados no ensaio de compostagem

Parâmetro	Unidade	RP	RG	LAS
pH	-	5,72	5,42	8,64
CE	$\mu\text{s cm}^{-1}$	719	685	11.960
ST	g kg^{-1}	693,1	881,5	47,5*
STV	g kg^{-1}	648,1	819,3	35,0*
STF	g kg^{-1}	44,9	62,2	12,4*
Teor de Umidade	%	30,69	11,84	95,25
Densidade	kg L^{-1}	0,100	0,039	1,005
Carbono – C	g kg^{-1}	360,0	455,1	19,4*
Nitrogênio - N	g kg^{-1}	5,1	8,3	9,4*
Relação C/N	-	71	54	2
Sódio	mg kg^{-1}	-	-	403,70

RP = resíduo de poda vegetal; RG = resíduo de poda de grama; LAS = lodo do reator anaeróbico; CE: condutividade elétrica.

* valores dados em g L^{-1}

Fonte: o Autor (2021)

Conforme Fernandes de Silva (1999), a granulometria dos substratos para a realização de experimentos de compostagem, deve estar entre 25 e 70 mm. Dessa forma, os resíduos vegetais foram peneirados em malhas de 25 e 70 mm para a verificação das suas respectivas granulometrias (em duplicata). Inicialmente, utilizou-se a peneira de 70 mm para verificar o percentual das amostras passantes e retidas. O total passante foi submetido ao peneiramento em malha de 25 mm (Tabela 8). Ressalta-se que para o presente experimento, optou-se por utilizar o tamanho real das partículas do resíduo gerado no campus, independente da análise granulométrica.

Tabela 8 – Valores médios para a análise granulométrica dos substratos vegetais estruturantes utilizados nos ensaios de compostagem

Substrato	Peneira 70 mm		Peneira 25 mm		Granulometria	
	Passante (%)	Retido (%)	Passante (%)	Retido (%)	Adequada (>2,0 e <7,0) (%)	Inadequada (<2,0 e >7,0) (%)
RP	62	38	24	38	38	62
GR	15	85	01	14	14	86

Fonte: o Autor (2021)

4.4.2.3 Montagem das leiras de compostagem

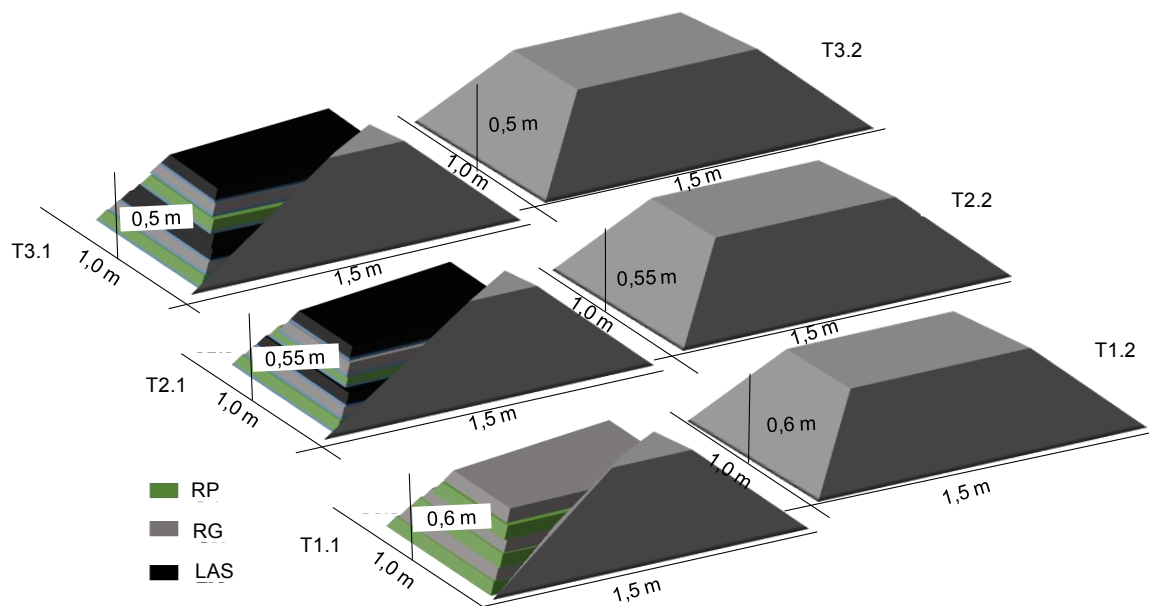
As leiras foram montadas em camadas de 10 cm, intercalando os materiais constituintes. Um dos tratamentos (T1) foi composto apenas por RP e RG, os demais tratamentos (T2 e T3) receberam, além do RP e RG, o LAS. Após a finalização das camadas, foi inserida uma cobertura com RG em todas as leiras. A massa referente à camada de cobertura de RG foi considerada na somatória da massa total das leiras. Dessa forma, o experimento foi composto por três tratamentos (T1, T2 e T3), realizados inicialmente em duplicata, conforme esquema apresentado na Figura 23.

As leiras foram montadas em formato trapezoidal com dimensões 1,5 x 1,0 m (L x B). A altura (h) das leiras variou de acordo com a composição do tratamento. Os tratamentos que receberam adição de LAS apresentaram menor altura, devido à característica líquida do substrato. Deste modo, as alturas foram de 60, 55 e 50 cm para os tratamentos T1, T2 e T3 e suas réplicas, respectivamente.

O T1 foi elaborado com o objetivo avaliar o processo de compostagem de RP com RG. O T2 teve o intuito de avaliar a compostagem de RP, RG e LAS, assim foi considerado o emprego de um maior percentual de RP e RG em relação ao LAS, visto que estes resíduos vegetais são gerados em maior volume no campus da UEL. O T3

teve como objetivo avaliar a adição de LAS como substrato adicional para reduzir a relação C/N e equilibrar a umidade entre os demais substratos.

Figura 23 - Desenho esquemático da disposição e composição das leiras de compostagem



Fonte: o Autor (2021)

Tabela 9 - Composição dos tratamentos do experimento de compostagem

Tratamento	Substratos	Proporção de mistura em massa seca (kg:kg:kg)	Relação C/N teórica	Volume (m ³)	Massa úmida adicionada (kg)	Umidade corrigida (%)
T1*	RP+RG	2,5:1	60	0,7	54,9	57
T2*	RP+RG+LAS	1,8:0,7:1	40	0,8	87,7	58
T3*	RP+RG+LAS	0,9:0,6:1	30	0,6	86,6	62**

* tratamentos realizados em duplicata; **sem adição de água para correção da umidade.

Fonte: o Autor (2021)

Os tratamentos foram montados em duplicata. A proporção de mistura entre os substratos de origem vegetal na proporção de 2,5:1 (kg:kg) foi considerada em todos os tratamentos. Volumetricamente, essa proporção é de 1:1, adotada devido ser a relação mais próxima ao verificado nos resíduos de origem vegetal que são coletados no campus da UEL, segundo o levantamento realizado em 2017 (Item 5.3.1.1).

Para a adição de LAS nos tratamentos T2 e T3, estipulou-se relações C/N teóricas de 40 e 30, respectivamente. As relações C/N teóricas foram calculadas através da Equação 8, adaptada de KIEHL (2005).

$$\text{Conc.} = \frac{(\text{Conc}_{\text{CRP}} \times M_{\text{RP}}) + (\text{Conc}_{\text{CRG}} \times M_{\text{RG}}) + (\text{Conc}_{\text{CLAS}} \times M_{\text{LAS}})}{M_t} \quad \text{Equação 8}$$

Onde:

Conc. = Concentração teórica do elemento;

Conc_{CRP} = concentração do elemento no resíduo de poda (g.kg⁻¹);

M_{RP} = massa do resíduo de poda (kg);

Conc_{CRG} = concentração do elemento no resíduo de grama (g.kg⁻¹);

M_{RG} = massa do resíduo de grama (kg);

Conc_{CLAS} = concentração do elemento no lodo anaeróbio sedimentado (g.kg⁻¹);

M_{LAS} = massa do lodo anaeróbio sedimentado (kg);

M_t = massa total dos substratos (kg).

Nos tratamentos T1, T2 e T3 as camadas de RP e RG foram umedificadas de forma distinta, considerando o critério de umidade ideal de 60%: O T1 recebeu adição de 5 litros de água a cada camada. O T2 recebeu a adição de lodo a cada 2 camadas, sendo que nas camadas que não receberam LAS, foram adicionados 5 litros de água. No T3, o LAS foi adicionado a cada camada de substrato vegetal. Para todos os tratamentos foi realizada a cobertura das leiras com grama, sendo adicionados 5 litros de água sobre a grama, para auxiliar na umidade do processo.

Como sugerido por Fernandes e Silva (1999), as temperaturas das leiras devem atingir valores superiores a 45°C nos primeiros dias do processo. Leiras com dimensões muito pequenas tendem a perder temperatura para o ambiente, devido à falta de inércia térmica (GOMES, 2011). Como a elevação da temperatura não superou os 40° em nenhum dos tratamentos, optou-se por realizar a junção das leiras, dentro dos respectivos tratamentos.

4.4.2.4 Rearranjo das leiras de compostagem

A união das leiras ocorreu após três dias, nos quais não foram verificadas elevações significativas das temperaturas das leiras. As leiras foram revolvidas e unificadas em seus respectivos tratamentos. As novas leiras foram confeccionadas em formato trapezoidal com dimensões aproximadas de 2,4 x 1,2 x 0,6 (L x B x h). Com o rearranjo, o T1 passou a compreender o volume de 1,4 m³, o T2 passou a conter o volume total de 1,6 m³ e o T3 ficou com volume total de 1,2 m³.

A condução do experimento ocorreu em períodos com temperaturas baixas quanto ao ambiente (5°C), por isso, optou-se por realizar a cobertura das leiras com lona plástica no 6º dia do experimento, buscando evitar a troca de calor com o ambiente externo e perdas de temperatura. Para evitar a anaerobiose dos tratamentos, as leiras permaneceram sem o isolamento térmico durante um período (matutino ou vespertino), todos os dias.

4.4.2.5 Controle dos parâmetros relativos à estabilidade do processo.

As análises referentes ao monitoramento do processo, método utilizado, equipamentos e a periodicidade são descritas na Tabela 10. Assim como as análises referentes à estabilidade e qualidade do composto final.

Tabela 10 - Parâmetros, método e periodicidade das análises do ensaio de compostagem

Parâmetro	Método/Equipamento	Periodicidade
Temperatura (°C)	Termômetro Digital Haste Metálica Jenco Model 701	Diária (entre 11:00 e 14:00 horas)
Condutividade elétrica – CE ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	Tedesco <i>et al.</i> (1995) / Mesa Agitadora Orbital TECNAL TE14I; Condutivímetro Hach HQ40d multi	Quinzenal
pH	Tedesco <i>et al.</i> (1995) / Mesa Agitadora; pHmetro Ohaus Starter 3100	Quinzenal
Sólidos Totais, Voláteis e Fixos – ST, STV, STF** (g kg^{-1})	Gravimétrico (APHA, 2017) / Estufa 90 °C Marconi; Mufla 550 °C Marconi	Semanal
Carbono Orgânico - Corgânico (g kg^{-1}) **	Jiménez e Garcia (1991)	Semanal
Umidade (%)	Gravimétrico (APHA, 2017) / Estufa 90 °C Marconi; Mufla 550 °C Marconi	Semanal
Nitrogênio total - NKT (mg g^{-1})	Micro-Kjeldhal (APHA, 2017) / Bloco digestor Buchi; Destilador Buchi	Quinzenal
Nitrogênio Amoniacal	Titulométrico - 4500 C / APHA (2017)/ Destilador Buchi	½ TDH (20 dias)
Aeração (Revolvimento)	Manual	3x por semana*
Granulometria	Peneiramento / Peneira de 25 e 70 mm	Início e Fim
Análise agrônômica **	-	Fim**
CTC ($\text{mmol}_c \text{kg}^{-1}$)**	-	Fim**
Teste de germinação	Chikea <i>et al.</i> (2006); Zhang <i>et al.</i> (2013); Huang <i>et al.</i> (2016); Zeng <i>et al.</i> (2007)	60°, 75° e 90° dias

*Após o 45º dia, 2x por semana.

**Análises realizadas em laboratório externo.

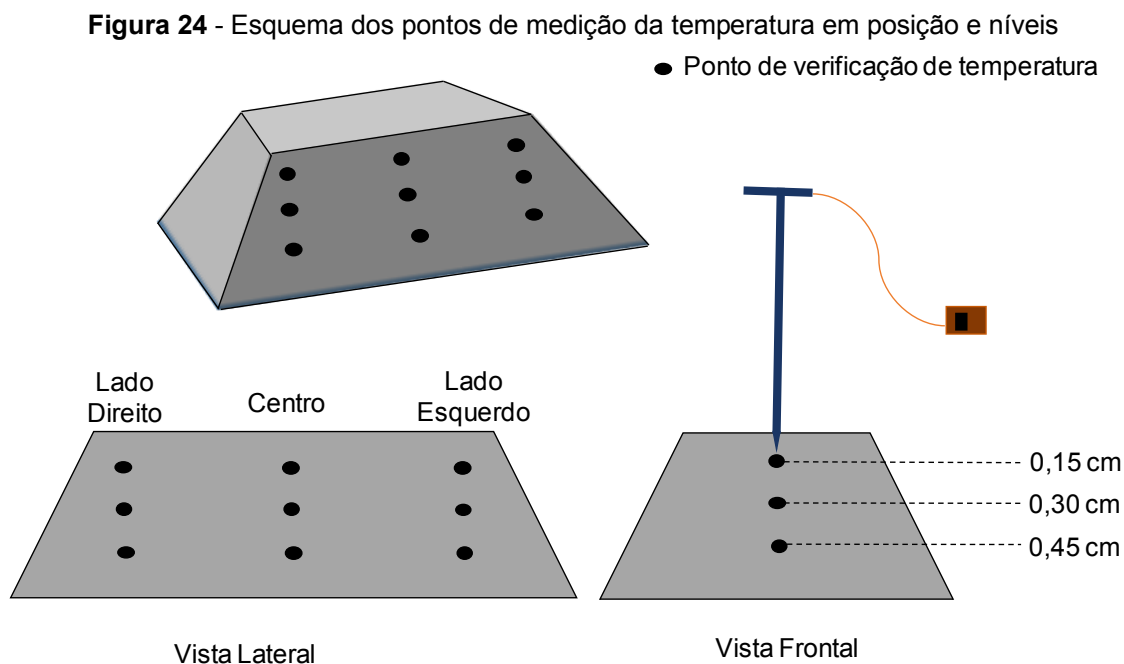
*** Método Adaptado

Fonte: o Autor (2021)

A aeração das leiras foi realizada por meio de revolvimentos manuais. A frequência de revolvimentos seguiu em três vezes semanais até 45º dia de experimento. Após este período, esta atividade passou a ser realizada duas vezes por semana, até o fim do experimento.

Para aferição da temperatura, foram utilizados nove pontos em cada leira, estes constituíram a temperatura média de cada tratamento e foram estabelecidos da seguinte forma: em três níveis diferentes de profundidade da leira (15, 30 e 45 cm); e em três posições verticais (lateral direita, centro e lateral esquerda), conforme pode ser observado na Figura 24. Para a obtenção do perfil horizontal da temperatura foram utilizados três pontos da mesma profundidade. Os valores de temperatura foram coletados em graus Fahrenheit (°F) e convertidos em graus Celsius (°C).

Em cada ponto a haste foi mantida por 3 minutos para verificação da real temperatura do local. Após a aferição, a haste foi mantida em temperatura ambiente para retomar a temperatura inicial de medição, padronizando a análise em todos os pontos. Ressalta-se que a verificação das temperaturas das leiras foi realizada no período entre 11:00 e 14:00 horas.



Fonte: o Autor (2021)

As temperaturas ambientes, máximas e mínimas referentes ao local do experimento, foram aferidas no momento da verificação das temperaturas das leiras, utilizando um termômetro e higrômetro digital HTC-1.

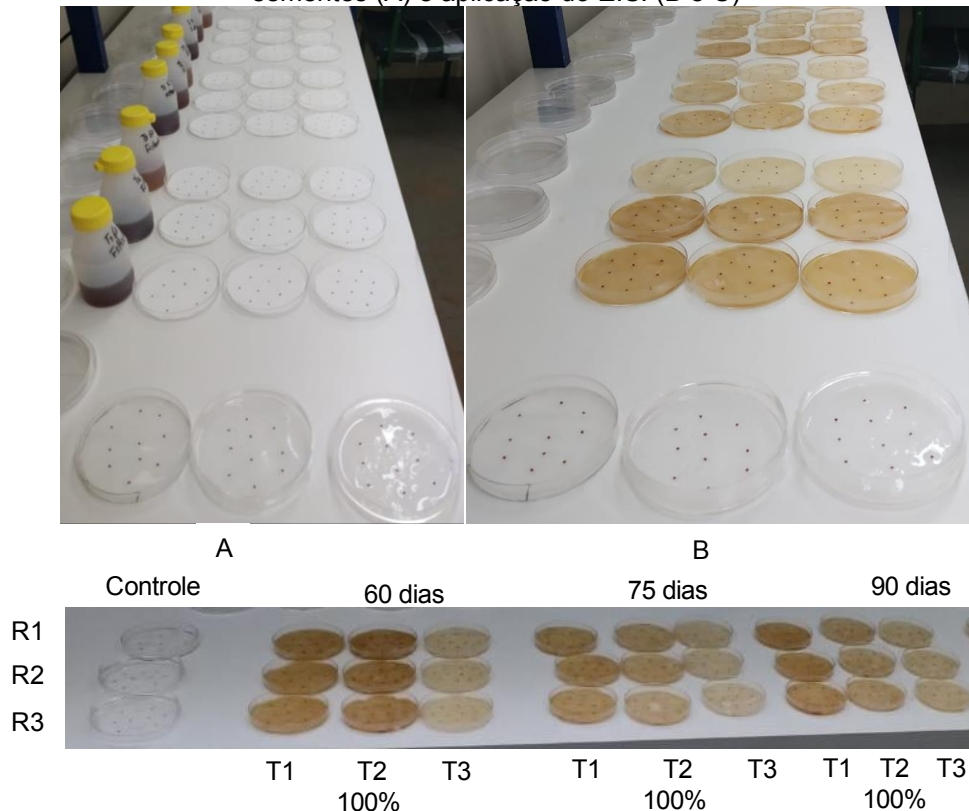
A determinação de ST, STV STF e carbono orgânico seguiu-se a metodologia descrita no Item 4.3.7. Para a medição do pH e da condutividade elétrica (CE) das amostras, foi produzido um estrato solúvel com 10 g de amostra em 100 mL de água deionizada. A mistura foi agitada por 30 minutos em mesa agitadora, a 100 rpm. As amostras foram mantidas em repouso por 60 minutos e então uma alíquota do sobrenadante foi submetido às análises (TEDESCO *et al.*, 1995).

4.4.3 Etapa III-C - Ensaio de germinação

Para verificar a toxicidade dos compostos aos 60, 75 e 90 dias de condução do experimento, procedeu-se um ensaio de germinação. Para isso, produziu-se um estrato solúvel (ES) dos tratamentos na proporção de 1:10 (m:v) de composto e água deionizada (TIQUIA *et al.*, 1996; HUANG *et al.*, 2016). A extração do ES das amostras foi baseada nas metodologias descritas por Chikea *et al.* (2006), Zhang *et al.* (2013) e Huang *et al.* (2016). Manteve-se a mistura composto:água deionizada em agitação orbital de 150 rpm por 24 horas. O sobrenadante foi centrifugado a 1200 rpm por 20 minutos, filtrado em microfiltro de éster de celulose de 1,2 µm em um sistema de filtração a vácuo. O filtrado foi congelado a -10°C até ser utilizado.

Para semeadura, foram utilizadas duas folhas de papel Germitest sob placas de Petri de 9 cm. Adicionou-se 10 mL de ES sobre as folhas, onde 10 sementes de *Lipidium sativum* (agrião de jardim) foram dispostas em cada placa. Testou-se o ES em 100% de concentração. Para o controle utilizou-se água deionizada no lugar do ES. Todas as condições testadas foram realizadas em triplicata (Figura 25).

Figura 25 - Montagem do ensaio de germinação de *Lepidium sativum*, com a disposição das sementes (A) e aplicação do E.S. (B e C)



Fonte: o Autor (2021)

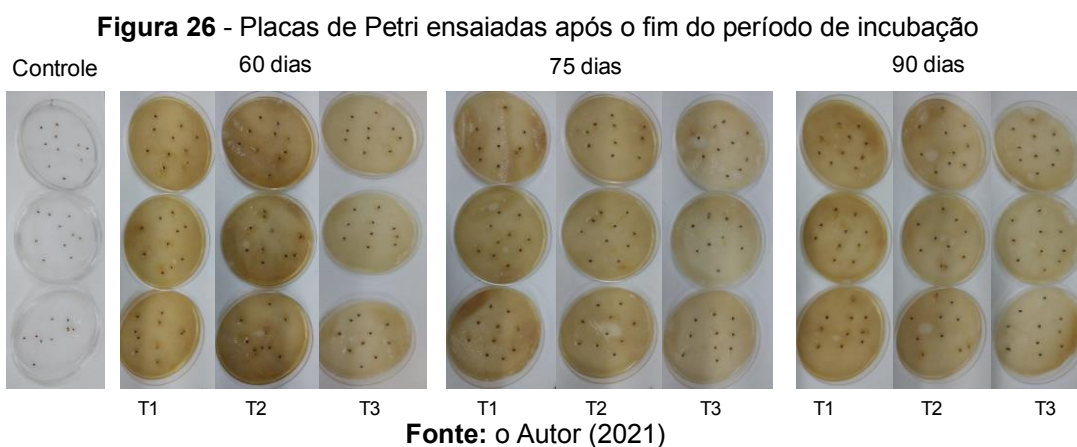
Após a semeadura, manteve-se os tratamentos em incubadora a 25°C (±1°C) por 72 horas, na ausência de luz (ZENG *et al.*, 2007). Após esse período, verificou-se o percentual de sementes viáveis em cada tratamento, além da taxa de germinação das sementes (TGS) e do índice de germinação (IG), os quais foram calculados por meio das Equações 9 e 10 (ZUCCONI *et al.*, 1981 *apud* ZHANG *et al.*, 2013).

$$TGS = \frac{NMSG * 100\%}{NSP} \quad \text{Equação 9}$$

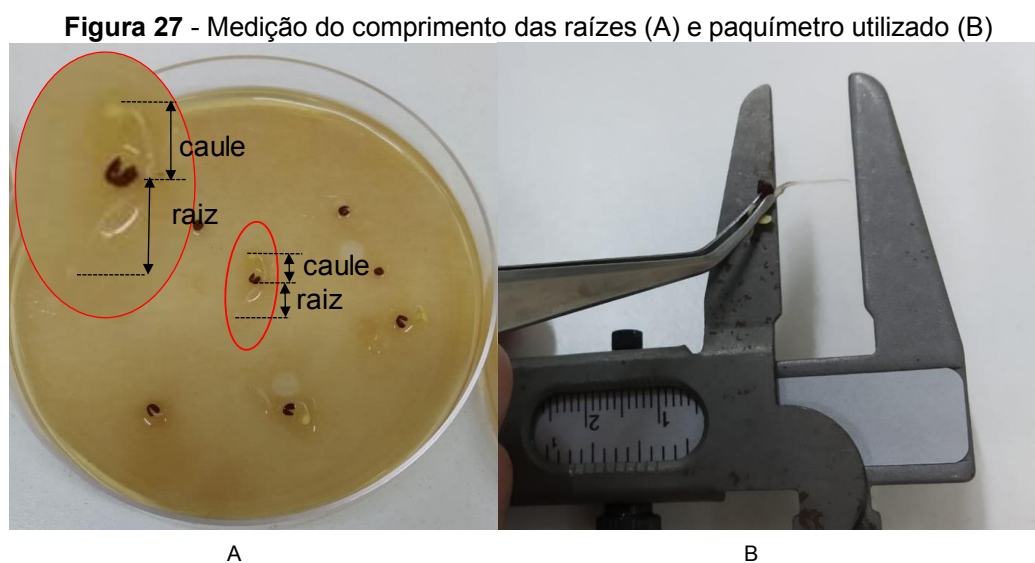
$$IG = \frac{NMSG * CMR * 100\%}{NMSGC * CMRC} \quad \text{Equação 10}$$

NMSG: Número médio de sementes germinadas;
 NSP: Número de sementes por placa;
 CMR: Comprimento médio da raiz;
 NMSGC: Número médio de sementes germinadas no controle;
 CMRC: Comprimento médio da raiz no controle.

Após o período de 72 horas em incubação do ensaio, foi realizada a contagem das sementes germinadas (Figura 26) e a medição do comprimento das raízes.



Para a medição do comprimento das raízes das sementes germinadas, utilizou-se um paquímetro (Figura 27-B). Considerou-se como raiz a parte inferior da planta, sendo indicada abaixo do ponto de germinação (Figura 27-A).



Fonte: o Autor (2021)

Os resultados foram submetidos à análise estatística utilizando o Software R (R CORE TEAM, 2016). Com a garantia dos pressupostos do modelo, normalidade de resíduos e homogeneidade de variância, as médias dos tratamentos analisados foram comparadas para verificar a toxicidade ou não dos compostos. Para verificação da influência do tempo de compostagem no composto final com ES em 100%,

realizou-se uma análise fatorial em arranjo 3x3 com os parâmetros tratamento (leiras) e tempo de compostagem, para a TGS e o IG.

4.4.4 Etapa III-D – Dimensionamento de leiras de compostagem para tratamento dos resíduos vegetais gerados no campus da UEL e o LAS da UP-BioUEL

A partir dos resultados obtidos nas Etapas III-A e III-B, elaborou-se um dimensionamento de leiras de compostagem para processar o quantitativo de resíduos vegetais do campus e de lodo anaeróbio sedimentado da UP-BioUEL, estimados e recolhidos. A proposta é referente ao quantitativo de RG recolhido e de RP estimado, sendo considerados os dados de volume disponibilizados pela Prefeitura do Campus Universitário - PCU e do levantamento atual (Etapa III-A).

As condições de operação foram fundamentadas de acordo com os resultados obtidos nos experimentos de compostagem. Para ampliação da escala, foram considerados os fatores interferentes no processo, como granulometria, dimensões das leiras e composição de substratos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ETAPA I – PRÉ-OPERAÇÃO, CONCEPÇÃO E OPERACIONALIZAÇÃO DA UP-BioUEL: ADAPTAÇÕES PERTINENTE A OPERACIONALIZAÇÃO

O sistema inicialmente projetado, apresentou necessidades de adequações em alguns pontos específicos, para garantir que o sistema fosse operado sem acarretar desgaste da infraestrutura concebida, assim como, reduzir o tempo necessário de operação e garantir a qualidade do processo da DA. Desse modo, os resultados apresentados na Etapa I, referem-se às situações problemáticas verificadas na operação da UP-BioUEL e as respectivas correções realizadas, visando garantir as melhores condições de operação da unidade e qualidade do processo conduzido.

5.1.1 Tanques de mistura do afluente e descarte do efluente

- **Situação problemática**

Para os tanques de alimentação e descarte do efluente foram utilizadas caixas plásticas comuns, com o fundo chato (Figura 28). Durante o processo de sucção dos materiais, verificou-se a permanência de um residual de aproximadamente 5% do volume total do tanque (100 litros). Além de interferir na quantificação dos volumes movimentados, o residual do afluente não adicionado ao reator, permanecia no fundo do tanque pelo intervalo referente à próxima alimentação, vindo a interferir negativamente nas características químicas da composição do afluente subsequente. Com a elevação da temperatura no interior do tanque de afluente, devido à incidência solar, o residual iniciava sua decomposição resultando na formação de AGV.

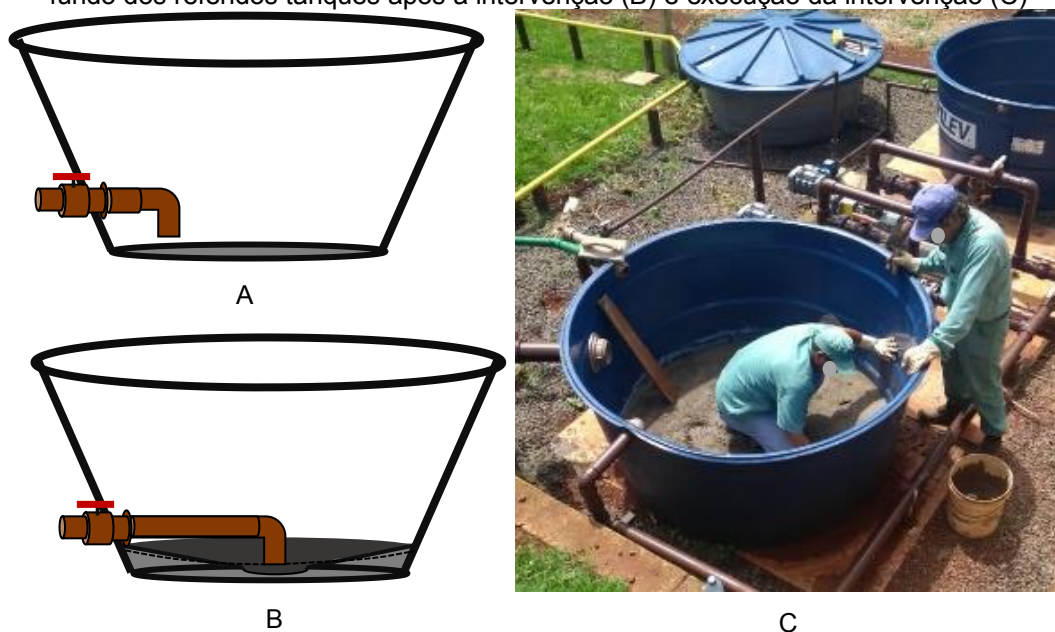
Quanto ao tanque do efluente, o residual era composto por parte do lodo sedimentado. Nesse caso, a interferência ocorria de forma física, sendo que ao acionar o sistema de bombeamento para levar o lodo clarificado ao tanque de afluente, parte do lodo remanescente era direcionado ao referido tanque. A recirculação do efluente, nesse caso particular, do lodo, pode ser benéfico ao sistema, devido ao retorno de parte dos microrganismos dispensados com o efluente ao interior do reator.

Mirmohamadsadeghi *et al.* (2019) afirmam que a recirculação do efluente aumenta a atividade microbiológica ao sistema. No entanto, do ponto de vista operacional, essa alteração da quantidade de sólidos do afluente pode ocasionar descontrole nas estimativas de balaço de massas, o que pode de interferir nos parâmetros de monitoramento.

▪ Adequação

Como medida corretiva, optou-se pelo prolongamento da tubulação de sucção, de modo a captação ser realizada no centro do tanque. Do mesmo modo, realizou-se a construção em alvenaria de um fundo cônico em ambos os tanques (Figura 28). Com isso, os fluidos captados passaram a ser direcionados ao centro do tanque, permitindo uma maior retirada. A junção do tanque com a alvenaria inserida foi vedada com cola a base de silicone PU40. Foi realizada a impermeabilização da superfície de concreto com uma manta líquida impermeabilizante.

Figura 28 – Formato do fundo chato dos tanques de afluente e afluente inicial (A), formato cônico do fundo dos referidos tanques após a intervenção (B) e execução da intervenção (C)



Fonte: o Autor (2021)

Devido ao volume de concreto inserido, os tanques passaram a comportar 1,92 m³ de resíduo apenas. O novo volume foi considerado para operação do sistema, visando garantir o volume de 2,3 m³ de movimentação por alimentação. Assim como anteriormente a adaptação, fez-se necessário realizar a operação de alimentação em

duas bateladas para obter o volume de movimentação, devido ao volume dos tanques. Com a alteração, reduziu-se o material remanescente no fundo dos tanques para um volume inferior a 1% (20 litros) do volume total.

5.1.2 Transporte de biogás

▪ Situação problemática

O selo hídrico da válvula de segurança do reator CSTR liberava o fluxo de biogás para a atmosfera em baixas pressões, entre 1,25 a 1,30 mbar, dessa forma o fluxo de gás não apresentava pressão suficiente para inflar o gasômetro.

▪ Adequação

Realizou-se medições acerca das pressões suportadas pelos selos hídricos e pressões necessárias para que o transporte do biogás ocorresse sem maiores prejuízos. O transporte do biogás para o gasômetro ocorreria por meio de uma tubulação de PVC DN 50 mm, que foi alterada para 100 mm, visando diminuir as perdas de carga. Foi verificado, então, que o selo hídrico do gasômetro se abria quando o mesmo atinge pressões superiores a 1,46 mbar, mantendo-se fechado na pressão estável de 1,45 mbar. Quando o gasômetro atingiu esta pressão, a pressão interna do reator CSTR foi verificada em 4,84 mbar. Para que o selo hídrico do reator CSTR se mantivesse fechado, foi realizado o travamento do selo com um lastro de sobrepeso.

Com margem de segurança, adicionou-se 0,8 kg de sobrepeso ao limitador de vazão do selo hídrico do reator CSTR. Com isso, a pressão interna do reator pôde chegar a 5 mbar sem dispensar o biogás, pressão suficiente para garantir o fluxo e inflar o gasômetro. Ressalta-se que o selo hídrico do *flare* possui pressão de liberação menor que as válvulas de segurança, garantindo que o sistema seja o primeiro a ser acionado em caso de geração excedente de biogás.

5.1.3 Sistema de quantificação do biogás

▪ Situação problemática

O biogás gerado foi quantificado pelo medidor de vazão ciclônico G2.5 – Aépio. O fluxo de biogás no interior do medidor de vazão faz com que parte do vapor d'água presente no biogás se condense pelo atrito do fluxo nas paredes internas do medidor. Este fenômeno causa a liquefação de parte do vapor d'água, acumulando e obstruindo a passagem do biogás. Com isto, a confiabilidade da medição é comprometida, sendo que, ao restringir a passagem do biogás pelo medidor, a pressão interna do reator se eleva, ao atingir 5 mbar, o biogás é liberado pela válvula de segurança. Com o acúmulo de água no interior do medidor, a retirada do líquido apresentava necessidade de ser realizada diariamente.

▪ **Adequação**

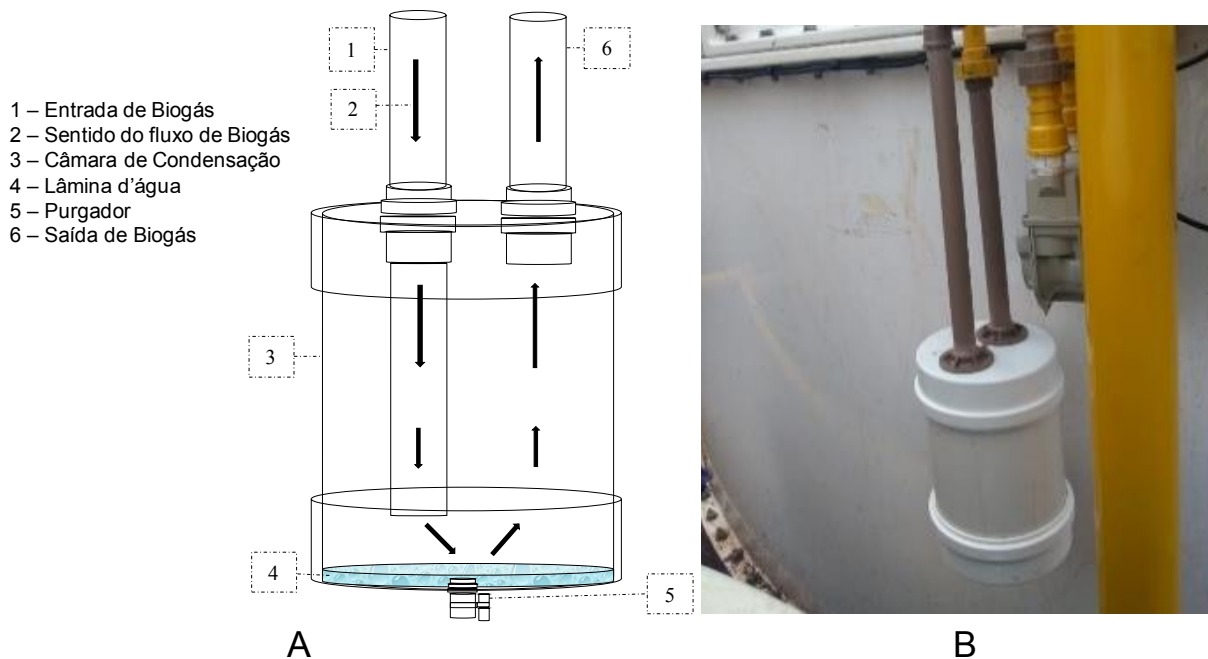
Com o intuito de evitar o acúmulo de água dentro do medidor de vazão e consequente interrupção da quantificação do biogás, construiu-se uma câmara de condensação para retirada de parte da umidade do biogás e partículas que são transportadas durante o fluxo normal de escape do biogás gerado no reator CSTR.

5.1.3.1 Câmara de condensação

Construída em PVC DN 250 mm e 30 cm de altura, possui volume de 14,7 L. O volume permite que o fluxo do biogás em transporte seja quebrado. Essa quebra faz com que as partículas e a umidade transportadas no fluxo do gás se acumulem na lâmina d'água do fundo da câmara de condensação. A câmara possui entrada de biogás em tubulação de 35 mm, o mesmo diâmetro da tubulação que antecede o medidor de vazão. A tubulação de entrada dispensa o biogás 15 cm abaixo da parte superior da câmara (Figura 29 - ponto 1), fazendo com que o biogás se acumule no seu interior, sendo pressurizado e mantendo contato direto com uma lâmina d'água de 5 cm na parte inferior da câmara.

Ressalta-se que na ausência de informações sobre utilização de tais equipamentos para tal finalidade, não se seguiu nenhum padrão ou norma específica para construção do referido aparato.

Figura 29 – Câmara de condensação: desenho esquemático do aparato (A) e aparato inserido anterior ao medidor de vazão do reator CSTR (B)



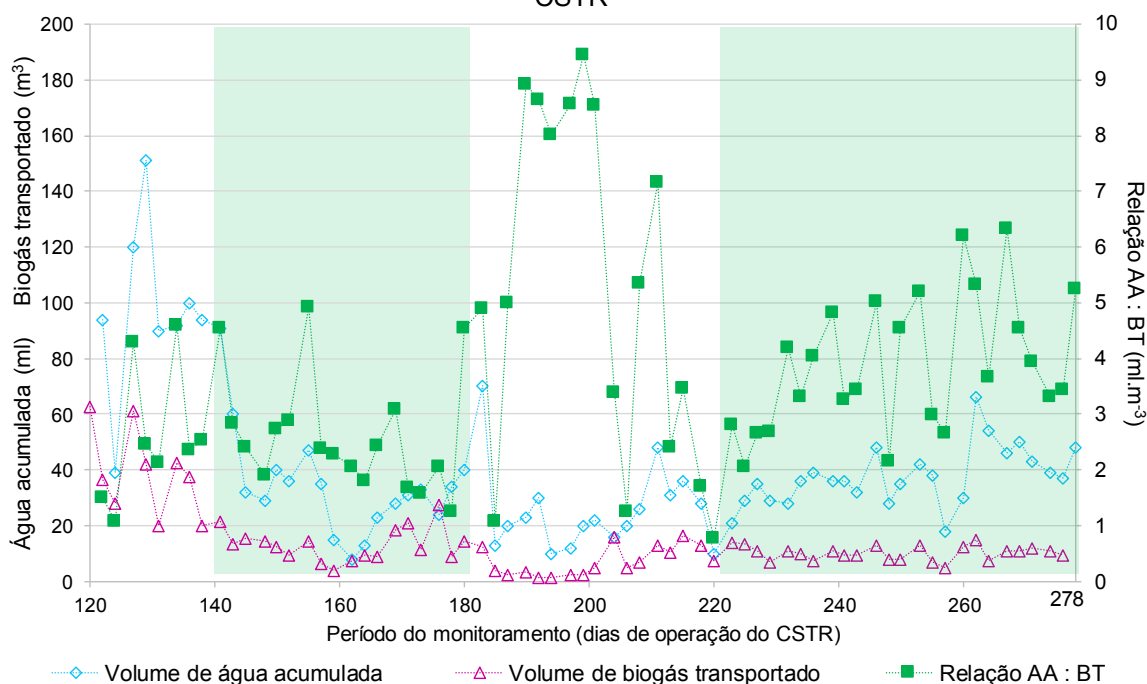
Fonte: o Autor (2021)

A pressurização e o contato com a água fazem com que parte do vapor d'água presente no biogás se condense na referida câmara e não no interior do medidor de vazão, garantindo o fluxo constante do biogás sem prejuízos a quantificação do mesmo. O acúmulo de água na câmara de condensação foi monitorado com a mesma periodicidade das alimentações, sendo que o volume acumulado variou de acordo com o quantitativo de biogás gerado e transportado pela referida câmara. A correção do nível da lâmina d'água é realizada por um dreno na parte inferior da estrutura da câmara, que garante os 5 cm após a drenagem total do líquido acumulado, por um controlador de nível, o purgador. O aparato foi instalado ao 118º dia de operação.

A coleta e aferição do volume de água acumulada - AA faz-se necessário para criar um padrão de identificação do volume acumulado em função do volume de biogás transportado - BT. A relação entre água acumulada e biogás transportado - AA:BT pode fornecer dados sobre o volume de água que está armazenado em função de quanto de biogás passou pela câmara de condensação.

Os dados coletados e a relação entre os parâmetros analisados durante o acompanhamento da eficiência da câmara de condensação, para a remoção da umidade do biogás e partículas transportadas durante o fluxo de escape do biogás do reator CSTR, são apresentados na Figura 30.

Figura 30 - Quantitativos de água acumulada, biogás transportado e relação entre os parâmetros, durante o monitoramento da eficiência da câmara de condensação experimental instalada no reator CSTR



Fonte: o Autor (2021)

Verifica-se a partir do monitoramento do acúmulo de água na câmara de condensação uma relação entre o escoamento do biogás e a quantidade de água que se acumula no interior da câmara. Resguardados as proporções, as variações ente os dois parâmetros analisados apresentam certa similaridade, sendo o acúmulo de água maior em períodos no qual o fluxo de biogás foi maior. Em dois períodos (marcados em verde), entre os dias 140 e 180, e entre os dias 220 e 278, quando o volume de biogás transportado variou próximo a 10 m³ no intervalo entre as alimentações, o acúmulo de água também apresentou certa constância, variando entre 20 e 40 mL na maior parcela dos referidos períodos.

Para a relação AA:BT, verificou-se variações mais significativas entre os dias 180 e 220 do monitoramento do reator, sendo que para esse período a relação subiu consideravelmente. Enquanto nos demais períodos a relação variou ente 1 e 5 mL.m⁻³, no referido período a relação se elevou a valores superiores a 9 mL.m⁻³. Essa elevação se deu devido à redução da geração de biogás, ocasionada pelo PO (Etapa II-C). Nesse período verificou-se também a redução do volume de AA, no entanto, a redução foi inferior a redução da geração de biogás, possivelmente devido ao

carregamento pelo biogás, de partículas ou gotículas de água, que interferiram no volume de AA mas não no volume de BT, o que elevou os valores da relação.

Valores da literatura sugerem que o percentual de vapor d'água no biogás varia entre 1 e 5% (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; WEILAND, 2010; FERREIRA, 2015; ANGELIDAKI *et al.*, 2018). A relação AA:BT média foi de 4 mL.m⁻³, o que representa 0,0004% do biogás transportado. Apesar do percentual de remoção da umidade do biogás ter sido muito baixo, o sistema cumpriu o propósito a qual foi destinado, evitar a interrupção do fluxo de biogás no medidor de vazão.

Diante dos dados analisados, considera-se a câmara de condensação como eficaz. De tal modo, com a implantação da câmara, a necessidade de retirada de líquido de medidor passou de diária para mensal, demonstrando que a câmara foi eficiente no acúmulo da água, impedindo que os valores da quantificação do biogás fossem comprometidos, caso a retirada de água do medidor de vazão não fosse realizada diariamente.

5.1.4 Sistema de agitação da mistura interna do reator

- **Situação problemática**

A agitação interna do reator é realizada por meio do agitador, como descrito no Item 4.2.2. No entanto, a rotação mínima permitida para garantir a integridade do equipamento é 700 rpm em 30 Hz. Altas rotações aplicadas à mistura interna do reator podem causar estresse ao sistema (APPELS *et al.*, 2008). Para as estruturas da UP-BioUEL, não é possível operar o sistema de forma contínua com baixas rotações, devido ao superdimensionamento do agitador.

- **Adaptação**

Devido às circunstâncias, optou-se por utilizar a agitação por períodos intermitentes. As agitações foram programadas para ocorrer durante 5 minutos em intervalos de 6 horas com 800 rpm de agitação. Essa configuração, no entanto, foi adotada sem análises prévias, fazendo-se necessário verificar posteriormente a eficiência de tal modelo de agitação. Devido às circunstâncias operacionais não se

adequarem às condições desejadas, foi necessário adotar tal modelo para operação do sistema.

Verificou-se, no entanto, que o intervalo de 6 horas possibilitava a sedimentação dos sólidos em suspensão na mistura interna, ocasionando o acúmulo de sólidos no fundo do reator, enquanto o extrato superior interno apresentava baixa concentração de sólidos. Essa separação por fases não é ideal, visto que parte dos microrganismos anaeróbios supostamente acumulam-se nas faixas de maiores concentrações de sólidos. Questionou-se também se o tempo de agitação de 5 minutos, adotado para a operação, estava sendo suficiente para homogeneizar a mistura interna do reator.

Diante disso, foram realizados experimentos complementares para verificar o tempo necessário para que a mistura interna fosse homogeneizada e por quanto tempo ela permaneceria dessa forma, definindo o tempo para que o sistema de agitação fosse acionado novamente.

5.1.4.1 Agitação mecânica

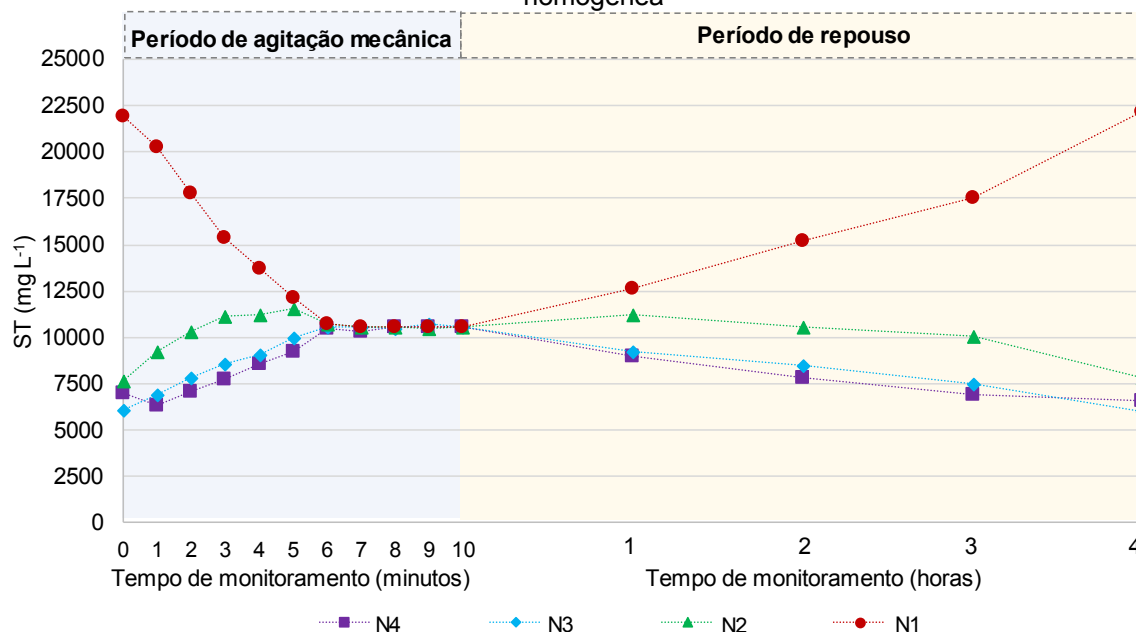
5.1.4.1.1 Verificação do tempo necessário para homogeneização da mistura interna do reator CSTR e intervalo de tempo entre os acionamentos

Para verificação do tempo necessário para homogeneizar a mistura interna do reator, manteve-se o reator sem agitação por 6 horas, coletou-se amostras nos quatro níveis de amostragem do efluente. Nível 1 - N1 referente à altura de 0,5 m; Nível 2 - N2 referente a 1,0 m de altura; Nível 3 - N3 referente 1,5 m de altura e nível 4 - N4 referente 2,0 m de altura.

As concentrações de ST das coletas realizadas anteriormente ao acionamento do sistema foram consideradas como iniciais. Acionou-se o agitador em 800 rpm por 10 minutos e coletou-se amostras nos quatro níveis a cada minuto. Para verificação do tempo em que a mistura interna permaneceu homogênea, realizou-se o monitoramento do comportamento dos ST no interior do reator por 4 horas, com o sistema em repouso. Após o fim dos 10 minutos de agitação, coletou-se a amostra inicial, com a mistura interna homogênea, repetindo a coleta em intervalos de 1 hora, pelo período de 4 horas. As coletas amostrais foram realizadas nos níveis N1, N2, N3 e N4.

O perfil da distribuição estratégica da concentração de ST no reator durante a agitação da mistura e período de repouso foi analisado gravimetricamente por concentração de sólidos presente em cada nível, sendo indicados na Figura 31.

Figura 31 - Variação da concentração de sólidos totais durante a verificação de tempo necessário para homogeneizar a mistura interna do reator CSTR e o tempo em que a mistura permanece homogênea



Fonte: o Autor (2021)

No início do experimento, percebe-se que a maior concentração de ST está presente no N1, devido à sedimentação natural dos sólidos internos. Para o minuto 2, verificou-se um incremento na concentração de ST no N2, acima dos níveis N3 e N4, na mesma proporção em que a concentração de ST reduz do N1. Este fato deve-se ao início da elevação dos sólidos sedimentados para os estratos superiores, concentrando maiores quantidades de sólidos no N2, que posteriormente distribuiu aos níveis superiores. É possível verificar que o tempo necessário para que a mistura se apresente totalmente homogênea é de 6 minutos.

Após a paralização da agitação ao final dos 10 minutos, foi iniciado o monitoramento horário para identificação do período em que a mistura permaneceria homogênea. Verifica-se, no entanto, que logo na primeira hora após o fim da agitação mecânica os níveis já apresentaram diferenças nas concentrações de ST. O N1 apresentou na primeira hora um aumento de aproximadamente 20% na concentração de ST no extrato inferior do reator, se comparado ao período da homogeneidade da mistura. Para as horas subsequentes, o comportamento foi similar, o ST tendeu a

sedimentar e se concentrar no extrato mais baixo do reator. Após 4 horas de monitoramento, verificou-se que a concentração de ST no N1 foi similar a identificada no início do experimento, onde aproximadamente 50% dos ST do reator estavam concentrados no extrato inferior.

Como elencado por Appels *et al.* (2008), a mistura interna em condições homogêneas garante um melhor contato entre os microrganismos anaeróbios e a matéria orgânica. Manter essa condição é fundamental para que o processo de DA seja eficiente na conversão de matéria orgânica em biogás. Mirmohamadsadeghi *et al.* (2019) relatam a importância da agitação adequada nos reatores biológicos para garantir o fornecimento de nutrientes aos microrganismos, remover produtos do metabolismo, evitar a formação de espuma e interferir na estabilidade da temperatura do sistema. Appels *et al.* (2008) sugerem que boas misturas internas homogêneas são fundamentais para impedir a formação de camadas sobrenadantes e decantadas nos extratos superiores e inferiores do reator.

Karim *et al.* (2005) enfatizam que a mistura muito rápida perturba a estrutura dos flocos dentro de um reator biológico e que pode comprometer as relações sintróficas entre os organismos. Lindmark (2014) relata a possibilidade de reduções na produção de metano quando o sistema é operado com agitação intensa, afirmando que a interferência pode ser decorrente da destruição dos aglomerados de microrganismos. Ong *et al.* (2002) testaram na DA de resíduos bovinos dois sistemas, sendo um em agitação constante de 100 rpm e o segundo com agitação intermitente de 130 rpm, com agitação por 7 horas e 1 hora de intervalo. Os autores relataram o aumento de 28% na produção de metano no sistema intermitente.

Como não é possível reduzir a velocidade de agitação, Mirmohamadsadeghi *et al.* (2019) recomendam a utilização da agitação de forma intermitente. Porém, como descrevem os autores, as informações disponíveis na literatura sobre o efeito da intensidade e da duração da mistura no desempenho de digestores anaeróbios são poucas e contraditórias.

Os resultados obtidos com esse experimento sugerem, portanto, que as condições ideais para operação do reator CSTR, seriam agitação por 6 minutos em intervalos de 1 hora, visto que a partir desse período a concentração de ST se distancia muito entre o nível N4 e os demais.

5.1.4.1.2 Sistema de aquecimento da mistura interna

Outro ponto importante a ser considerado é a função do sistema de agitação dentro do sistema de aquecimento da mistura interna do reator. No reator CSTR o sistema de aquecimento em serpentinas se concentra na parte intermediária inferior (Figura 9 e Figura 10). As 6 serpentinas que circundam o reator (\varnothing 32 mm) estão alocadas entre as alturas de 0,6 e 1,5 m, com espaçamento aproximado de 15 cm entre as serpentinas. O aquecimento da mistura interna ocorre apenas nas 4 serpentinas do nível inferior. O diâmetro da tubulação de condução da água aquecida não permite o suprimento de água quente para todas as serpentinas. Nesse caso, tem-se o aquecimento da altura entre 0,6 e 1,2 m.

Para os demais volumes, o aquecimento é fornecido com a agitação interna do sistema, que dispersa os volumes aquecidos homogeneizando a temperatura da mistura interna por todo o interior do reator. Verifica-se, portanto, a necessidade de manter a agitação interna em funcionamento, sem grandes intervalos entre um acionamento e outro. As temperaturas verificadas nos sensores nas três alturas de medição, 0,5 m, 1,0 m e 1,75 m, após sistema permanecer 6 horas sem agitação são indicados na Tabela 11.

Tabela 11 - Temperaturas verificadas na mistura interna do reator CSTR antes e após o acionamento do sistema de agitação

Altura de verificação	Temperatura (°C)	
	Anterior a agitação	Posterior a agitação
0,5 m	33,8	35,2
1,0 m	36,8	35,4
1,75 m	34,2	35,1

Observação: A temperatura ambiente do momento das medições era de 32°C.

Fonte: o Autor (2021)

Através dos dados das leituras dos sensores digitais instalados nas bordas do reator, verificou-se diferença de temperaturas entres os níveis, ocasionado pelo aquecimento apenas do nível das serpentinas, relativo ao sensor do nível de 20 m³ (1,0 m de altura). Após o acionamento do sistema de agitação, verificou-se que as temperaturas dos níveis foram similares. Mirmohamadsadeghi *et al.* (2019) relatam a importância da manutenção da temperatura sem grandes variações. Para processos conduzidos na faixa mesófila, os autores recomendam variações não superiores a 3°C no processo. Em situações de variações bruscas de temperatura pode ocorrer a

inativação irreversível das arqueias metanogênicas. Diante disso, verifica-se a necessidade de o sistema de agitação operar em intervalos curtos para que o mesmo seja responsável pela homogeneização da temperatura.

5.1.4.2 Recirculação por bombeamento

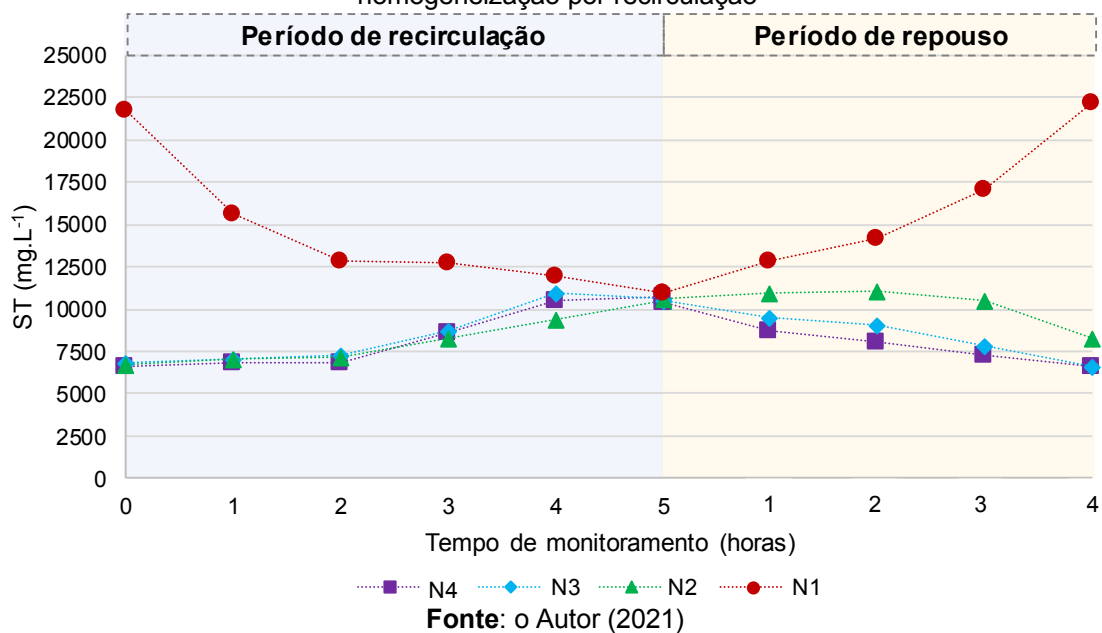
Outra forma de homogeneizar a mistura interna do reator é através da recirculação da própria mistura por bombeamento, provocando deslocamentos da massa sedimentada no nível inferior do reator (saída do efluente) para o nível superior (entrada do afluente). Esta movimentação garante o retorno de parte do material sedimentado no fundo do reator para os níveis mais elevados, carregando consigo parte dos microrganismos, garantindo o contato com a MO suspensa (APPELS *et al.*, 2008).

Diante disso, realizou-se um experimento complementar para verificar o tempo necessário para homogeneização da mistura interna do reator CSTR através da recirculação por bombeamento. Utilizou-se o sistema de bombeamento para recircular a mistura interna do reator e verificar em qual intervalo de tempo a mistura interna se tornaria homogênea. Coletou-se amostras nos quatro níveis N1, N2, N3 e N4, a cada hora, por 5 horas.

Do mesmo modo, após o fim da recirculação, coletou-se amostras nos quatro níveis, a cada hora, para verificar qual o intervalo de tempo em que seria necessário o acionamento do sistema de bombeamento, visando à manutenção da mistura interna sempre homogênea, similar ao realizado no experimento com agitação mecânica.

O comportamento da homogeneidade da mistura interna do reator CSTR quanto à concentração de ST, quando se refere ao tempo necessário para homogeneizar a mistura e o tempo necessário para realizar novamente a recirculação, são apresentados na Figura 32.

Figura 32 - Concentração de ST verificada nos níveis do reator CSTR durante os experimentos de homogeneização por recirculação



O sistema de bombeamento tem capacidade máxima de $4,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, com as duas bombas em operação simultânea. Desse modo, a cada hora tem-se em recirculação 10% do volume. Verifica-se, no entanto, que a recirculação nas 3 primeiras horas, ou 30% do volume, não ocasionou variações consideráveis na concentração de ST em relação a mistura interna do sistema. A partir da 4ª hora de recirculação, ou 40% do volume observou-se uma maior homogeneidade da mistura interna, sendo as concentrações de ST próximas em relação aos 4 níveis.

A homogeneidade total da mistura interna foi verificada somente na 5ª hora de recirculação, com a movimentação de 50% do volume total. Esse tempo implica em uma operação complexa, visto que o acionamento e o desligamento do sistema de bombeamento são manuais, exigindo a operação *in loco*. Outros fatores podem colaborar para que a recirculação se torne onerosa, como o gasto energético para manutenção do sistema de bombeamento acionado por período de 5 horas, além do desgaste dos motores.

A avaliação do intervalo de tempo necessário para retomar a recirculação, visando garantir a homogeneidade da mistura quando agitada por recirculação, apresentou resultado semelhante a agitação mecânica. Logo na 1ª hora após o fim da recirculação, verificou-se que a concentração de ST nos 4 níveis já divergia. Assim, considerou-se que o tempo de repouso para que o sistema não ficasse heterogêneo

não poderia ser superior a 1 hora, acarretando um tempo de funcionamento do sistema quase que ininterrupto.

Ferreira (2015) relata a utilização da recirculação como forma de homogeneizar a mistura interna do reator utilizado em seu experimento (18,8 m³), como de maior simplicidade operacional e menor custo. No entanto, o autor considerou a utilização da agitação mecânica de forma contínua. Para a UP-BioUEL, seria necessário manter o sistema em recirculação por 20 horas por dia, com 4 acionamentos de 5 horas e 4 intervalos de 1 hora. Para a agitação mecânica, o tempo em agitação necessário é de 24 acionamentos de 6 minutos, totalizando 2 horas e 24 minutos. Desse modo, o tempo de operação dos motores quando utilizado a agitação mecânica é 88% menor.

Em relação ao consumo energético dos dois modelos de agitação, o agitador mecânico possui um motor com potência de 10 CV, enquanto as bombas helicoidais possuem potência de 1,5 CV para cada motor, totalizando 3 CV no conjunto. Com base nessas informações, calculou-se o consumo de energia elétrica para os dois modelos de agitação considerando o período mensal de 30 dias, utilizando o modelo de simulação *on-line* para consumo elétrico da Cooperativa de Energia/Geração e Desenvolvimento/Telecom (COPREL, 2021).

Os resultados do simulador indicaram que o conjunto de bombas, operando nas condições citadas, teriam um consumo médio de 1.324,8 kWh.mês⁻¹, enquanto o agitador mecânico consumiria em média 529,9 kWh.mês⁻¹. Assim, o método de agitação mecânica consumiria aproximadamente 60% menos energia elétrica em relação ao método de agitação por recirculação.

Mirmohamadsadeghi *et al.* (2019) sugerem que a agitação dos reatores anaeróbios pode ser intermitente. Deste modo, o tempo de funcionamento do sistema, com maior intervalo entre os acionamentos, independentemente do tipo de mistura utilizado, poderia ser reduzido. Mesmo assim o tempo de operação do sistema de bombeamento por recirculação seria muito alto, inviabilizando a utilização desse método de agitação para homogeneizar a mistura interna do reator.

A recirculação por bombeamento poderia ser uma opção atrativa se o sistema de bombeamento comportasse uma vazão maior, reduzindo o tempo necessário de operação para homogeneizar a mistura interna. No entanto, com a atual configuração, é inviável esse tipo de operação, sendo a agitação mecânica, a melhor opção para a agitação do reator CSTR.

5.2 ETAPA II – EXPERIMENTO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

5.2.1 Caracterização dos inóculos e substratos utilizados partida do reator CSTR

As características físico-químicas dos inóculos e substratos utilizados na inoculação, partida e operação do reator CSTR estão apresentados na Tabela 12. Ressalta-se que os dados apresentados para RU são referentes à média simples dos 7 cardápios analisados e sem a diluição com lodo clarificado. Os dados referentes à caracterização do HU também foram analisados sem a diluição com lodo clarificado. Para o DS os valores são referentes à média de duas caracterizações, necessárias devido à troca da ração de alimentação dos suínos.

Tabela 12 - Caracterização físico-química dos inóculo e substratos utilizados na UP-BioUEL

Parâmetro	Unidade	Inóculo			Substratos		
		IB	IS	IS+IB	RU	HU	DS
pH	-	7,25	7,42	7,30	4,97*	4,35*	6,63*
AT	mg L ⁻¹	6.322	2.935	4.286	677*	650*	1282*
AGV	mg L ⁻¹	253	117	192	1.629*	1.710*	2.080*
ST	g L ⁻¹	36,4	4,2	20,3	139,4*	20,6	11,6
STV	g L ⁻¹	23,3	2,6	13,1	133,2*	18,3	8,8
STF	g L ⁻¹	13,1	1,6	7,2	6,2*	2,3	2,8
STV/ST	-	0,64	0,61	0,64	0,95	0,88	0,75
DQO	g L ⁻¹	44,8	11,4	-	37,5*	30,4	33,48*
NKT	g L ⁻¹	2,94	4,56	-	2,68*	1,05	1,31
N-NH ₄	g L ⁻¹	1,1	1,4	-	0,21*	0,15	0,88
Corgânico	g L ⁻¹	-	-	-	40,2* **	12,3 **	34,4* **
Relação C/N	-	-	-	-	15,0*	11,7	26,2*
Carboidrato	% ST	-	-	-	64,55* **	45,11* **	2,82* **
Lipídios	% ST	-	-	-	20,28* **	14,23* **	9,81* **
Proteína	% ST	-	-	-	14,35* **	32,71* **	87,10* **

IB = inóculo bovino; IS = inóculo suíno; RU = resíduo do restaurante universitário; HU = resíduo do restaurante do hospital universitário; DS = resíduo da granja de suínos.

* valor médio das análises;

** análises realizadas em laboratório externo.

Fonte: o Autor (2021)

O pH inicial do sistema, advindo dos inóculos, apresentou valores de 7,30, referentes à mistura entre os IB e IS. Além de serem fontes distintas de microrganismos, o que segundo Gaur e Suthar (2017) melhora a qualidade do processo. Holliger *et al.* (2006) consideram além de pH neutro, a alcalinidade elevada e AGV baixo como parâmetros ideais para se iniciar o processo anaeróbio com

eficiência. Para a mistura de inóculos inserida ao sistema além de pH próximo à neutralidade (7,30), verificou-se AT de 4.286 mg.L⁻¹ e AGV de 192 mg.L⁻¹, conforme sugerem os autores.

Valores neutros de pH para o inóculo são indicados para garantir que não ocorram distúrbios ao processo já na partida do sistema (REIS, 2012; REMPEL, 2014; HOLLIGER *et al.*, 2016; MALINOWSKY, 2016; GUERI, 2017), visto as características ácidas dos RA utilizados (ZHANG *et al.*, 2014; XU *et al.*, 2018).

Os substratos utilizados apresentaram valores para pH e AT fora das faixas consideradas ideais pela literatura para processos anaeróbios (entre 6,0 e 8,0) (CHERNICHARO, 2016; METCALF e EDDY, 2016). O DS foi o único substrato que apresentou valores dentro das faixas recomendados, com pH acima de 6,0 e AT acima de 1.000 mg.L⁻¹. Para o parâmetro AGV, os substratos apresentaram valores e 1.629 mg.L⁻¹ para RU; 1.710 mg.L⁻¹ para o HU e 2.080 mg.L⁻¹ para o DS, abaixo de 2.000 mg.L⁻¹, considerado por Metcalf e Eddy (2016) como o limite máximo aceitável para o processo. A adição de substratos com parâmetros químicos dentro do indicado para o processo auxilia na manutenção da estabilidade do sistema. Substratos com características ácidas podem ocasionar distúrbios ao processo, se adicionadas em grandes quantidades.

A relação STV/ST indica a fração biodegradável do substrato (RAPOSO *et al.*, 2011). Guelfo *et al.* (2011) consideram substratos com relação STV/ST maior que 0,7 com elevada fração biodegradável. O RU apresentou o maior valor para a relação STV/ST, com 0,95, sugerindo alta fração biodegradável do substrato. O HU e o DS também apresentaram relações STV/ST acima do sugerido para elevada fração biodegradável, porém inferiores ao RU.

Para o DS, a carga orgânica é reduzida, devido à diluição do dejetos durante a higienização das pocilgas. Além disso, parte do material orgânico consumido pelo animal foi assimilado por seu organismo. No caso do HU, que apresentou relação STV/ST de 0,88, devido sua geração basear-se majoritariamente em sobras de preparo de refeições, sendo sua composição baseada em talos, folhas e cascas. As partes mais voláteis são utilizadas para alimentação.

Para os inóculos, a relação STV/ST baixa, sugere que a maior parcela do STV foi degradada. De acordo Metcalf e Eddy (2016), a elevação do teor de STF em relação ao ST está relacionada ao consumo de matéria orgânica. Desse modo, os inóculos apresentaram-se aptos a serem utilizados no processo de DA sem causar

interferências nos volumes de biogás, produzidos a partir dos STV adicionados posteriormente.

A relação C/N verificada nos substratos do RU (15,0) e HU (11,7) é inferior à indicada pela literatura como adequada ao processo, porém característica de RA. Puyuelo *et al.* (2011) recomendam valores entre 20 e 30 para relação C/N, o que confere ao processo estabilidade das reações metabólicas. Os dois elementos são fundamentais para a estabilidade do processo (MIRMOHAMADSADEGHI *et al.*, 2019).

Os RA, comumente, apresentam baixas relações C/N. ZHANG *et al.* (2007), indicam para os RA relações C/N entre 14,7 a 36,4. As relações C/N dos substratos próximas a 15 sugerem que a proporção de C em relação a N é deficitária. Para um processo equilibrado de DA, Mirmohamadsadeghi *et al.* (2019) recomendam relações C/N entre 16 e 25. Caso os substratos apresentem baixa relação C/N, Xu *et al.* (2018) sugerem a utilização de uma fonte de carbono adicional para equilibrar o processo.

Processos anaeróbios com baixa concentração de N podem apresentar escassez do nutriente (LUCAS JUNIOR, 2010). Por outro lado, se a concentração de N for elevada, pode ocasionar a inibição do processo devido à formação de amônia (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008). As concentrações de N elevadas sugerem que os resíduos apresentam elevadas concentrações de proteína (JINGURA e KAMUSOKO, 2017).

A fração biodegradável do resíduo alimentar é composta principalmente por carboidratos, lipídios e proteínas (MIRMOHAMADSADEGHI *et al.*, 2019). Pramanik *et al.* (2019) estudaram sobre as características dos resíduos alimentares. A faixa indicada para carboidrato varia entre 5,7% e 53%, lipídios entre 1,3% e 30,3% e para proteínas entre 2,3% e 28,4%. Para RU, os percentuais verificados para lipídeos e proteínas estão de acordo com as faixas indicadas (20,28% para lipídeos e 14,35% para proteínas). O percentual de carboidrato foi maior que a faixa considerada (64,55%), o que para RA provenientes de cereais como o arroz, confere ao substrato maior taxa de hidrólise, devido a rápida degradabilidade dos carboidratos (MENG *et al.*, 2015; XU *et al.*, 2018).

Para o HU, os percentuais de carboidratos e lipídeos foram verificados dentro das faixas indicadas (45,11% para carboidratos e 14,33% para lipídeos). O menor valor de carboidratos do HU em relação ao RU sugere menor velocidade de hidrólise do substrato. Quanto ao DS, o substrato apresentou valores divergentes dos demais

substratos. Por ser resultante da alimentação de animais, com uma dieta baseada em um *mix* de proteína de soja enriquecido, verificou-se os maiores percentuais referentes a proteínas, 87,10% dos ST.

Os valores elevados de DQO para os substratos utilizados (30,4 gO₂.L⁻¹ a 37,5 gO₂.L⁻¹) corroboram com a relação STV/ST na afirmativa de elevada carga orgânica. Quanto aos inóculos, a baixa DQO verificada no IS (11,4 gO₂.L⁻¹) sugere que o material biodegradável já foi consumido em sua maioria, resultando em inóculos aptos ao processo anaeróbio, sem ocasionar prejuízos ou interferências na quantificação do biogás gerado pela conversão dos substratos.

As concentrações de macro e micronutrientes são de grande importância na DA, podendo atuar com estimulantes ou inibidores ao processo (McCARTY, 1964). A caracterização dos principais macro e micronutrientes, referentes aos inóculos e substratos utilizados durante a operação do reator CSTR são demonstrados na Tabela 13. Ressalta-se que para essa caracterização todos os cardápios de RU coletados foram submetidos à análise.

Tabela 13 - Caracterização de macro e micronutrientes para os substratos utilizados na UP-BioUEL

Elementos	Unidade	RU Cardápios							HU	DS	
		1	2	3	4	5	6	7		1	2
Boro (B)	mg kg ⁻¹	10,39	3,98	3,82	4,67	2,47	5,70	11,41	14,19	3,15	6,43
Cálcio (Ca)	g kg ⁻¹	0,1	0,3	0,3	0,1	0,2	0,4	0,8	0,1	1,9	1,1
Cobre (Cu)	mg kg ⁻¹	10,69	9,31	17,24	15,84	16,79	16,25	19,77	12,74	23,24	18,63
Enxofre (S)	g kg ⁻¹	0,4	0,4	0,3	0,3	0,1	0,4	0,2	0,1	0,4	0,4
Ferro (Fe)	mg kg ⁻¹	9,63	7,60	7,68	10,88	8,30	8,30	8,50	8,33	128,7	133,7
Fósforo (P)	g kg ⁻¹	0,5	0,7	0,7	0,4	0,3	0,5	0,6	0,2	3,0	2,3
Magnésio (Mg)	mg kg ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1	ND	0,1	0,1	ND	0,5	0,5
Manganês (Mn)	mg kg ⁻¹	1,02	1,14	1,03	1,38	0,70	3,42	1,37	0,94	26,02	25,93
Molibdênio (Mo)	mg kg ⁻¹	0,55	1,23	0,76	0,17	0,76	ND	ND	0,47	0,78	0,76
Níquel (Ni)	mg kg ⁻¹	1,94	3,45	2,33	1,59	1,97	1,89	3,60	7,23	5,22	15,76
Potássio (K)	g kg ⁻¹	0,7	0,7	0,5	0,5	0,4	0,5	0,4	0,4	1,5	0,9
Sódio (Na)	g kg ⁻¹	1,07	0,99	0,90	1,33	0,51	1,11	0,72	0,34	0,21	0,14
Zinco (Zn)	mg kg ⁻¹	15,74	13,22	14,97	1,59	16,58	21,68	13,3	13,60	68,34	70,83

RU = resíduo do restaurante universitário; HU = resíduo do restaurante do hospital universitário; DS = resíduo da granja de suínos.

Todas as análises foram realizadas em laboratório externo.

ND: não detectado.

Fonte: o Autor (2021)

Para McCarty (1964) os cátions Na, K, Ca e Mg são os principais causadores de inibição do processo de DA. Em baixas concentrações, o autor relata que os elementos são estimulantes do processo. Gerardi (2003) afirma que baixas concentrações desses elementos possibilitam a proliferação das bactérias fermentativas anaeróbias.

Os valores e eventuais efeitos causados de inibição ou estímulo pelas concentrações dos referidos cátions, conforme McCarty (1964), estão indicados na Tabela 14.

Tabela 14 - Efeitos ocasionados na DA devido as concentrações dos cátions Na, K, Ca e MG.

Cátion	Concentrações (mg L ⁻¹)					Fonte do substrato
	Estimulante	Inibição média	Inibição forte	Máximo verificado (mg kg ⁻¹)	Máximo verificado (mg L ⁻¹)	
Na	100 – 200	3500 – 5500	8000	1330	151,7	RU – Cardápio 4
K	200 – 400	2500 – 4500	12000	1500	256,0	DS 1
Ca	100 – 200	2500 – 4500	8000	1900	324,3	DS 1
Mg	75 – 150	1000 – 1500	3000	500	94,9	DS 2

Fonte: Adaptado de McCARTY (1964)

Os valores máximos identificados nas análises para os sais apresentam-se na faixa de estimulação segundo McCarty (1964), com exceção do Mg, que apresentou concentração ligeiramente acima para o DS 2, porém, abaixo da faixa de inibição média. Deste modo, os sais elencados estimularam ou não interferiram no processo. Gerardi (2003) considera que em valores acima de 1.500 mg.L⁻¹ para esses sais, podem ocasionar inibições, o que não foi verificado no presente estudo.

Mirmohamadsadeghi *et al.* (2019) elencam que cada elemento é fundamental na DA, sendo que cada um em específico colabora com algum fator dentro do processo. A presença de P auxilia na captura e transporte de energia dos microrganismos. O S é fundamental para o crescimento das arqueas metanogênicas e das bactérias sulfetogênicas, interferindo na concentração de H₂S na composição do biogás. Fe, Ni, Zn, Mg e Mo são necessários, em concentrações muito baixas, para a sobrevivência de microrganismos anaeróbios. O Fe apresenta importância para o crescimento microbiológico e também pode reagir com H₂S, precipitando S como sulfetos (S⁻), reduzindo o poder de corrosão e a concentração de H₂S no biogás.

O Na no RA é normalmente identificado em concentrações elevadas (FERREIRA, 2015; GUERI, 2017). Concentrações de Na entre 3,5 e 5,5 gNa.L⁻¹, pode

ocasionar alguma instabilidade ao sistema, já acima de 8,0 gNa.L⁻¹ instabilidades severas podem ser verificadas, devido ao acúmulo de sais afetar diretamente as comunidades metanogênicas (McCarty 1964). A afirmação é corroborada com os experimentos realizados por Anwar *et al.* (2016), que ao avaliar o efeito provocado pelo sódio na DA de resíduos de cozinha variando as concentrações de NaCl verificaram reduções de até 80% da produção de metano. Os valores identificados de Na para os substratos utilizados no presente estudo, encontram-se abaixo das faixas de inibição.

Apesar de fundamentais na DA, os nutrientes e minerais não precisam apresentar concentrações elevadas. Em baixas concentrações de nutrientes e minerais, os microrganismos conseguem se adaptar as concentrações disponíveis estabelecendo um equilíbrio do processo de acordo com a situação imposta (O'FLAHERTY *et al.*, 2006; KUCZMAN *et al.*, 2018). No entanto, ZHANG *et al.* (2013) relatam possibilidades de inibição de processos deficitários de nutrientes por períodos muito longos sem adição complementar dos nutrientes necessários.

5.2.2 Avaliação da partida do reator CSTR com alimentação semi-contínua e COV variável – Etapa II-A

A estratégia de partida de um sistema de DA é fundamental para que o processo ocorra com estabilidade. No âmbito da inoculação do sistema, a qualidade e a quantidade do inóculo são parâmetros vitais, que afetam diretamente todos os quatro estágios da DA (MIRMOHAMADSADEGHI *et al.*, 2019).

A partida do reator CSTR com 60% do volume útil preenchido com duas fontes de inóculo apresentou-se interessante em vários pontos. Para Motte *et al.* (2013), a quantidade de inóculo afeta o início do processo, devido ao inóculo, em muitos casos, ser a única fonte dos microrganismos que vão agir na DA. De acordo com Mirmohamadsadeghi *et al.* (2019) é interessante utilizar um inóculo proveniente de um sistema de digestão anaeróbia que trata um substrato semelhante ao que será utilizado no processo inoculado. No entanto, para a partida do CSTR não foi possível adquirir inóculo proveniente do tratamento de RA.

A opção por utilizar duas fontes distintas de inóculo corroborou com as afirmativas de Gaur e Suthar (2017), nas quais os autores descrevem que diferentes fontes de inóculos garantem uma maior diversidade e quantidade de microrganismos

e maior adaptação ao substrato afluente. O inóculo proveniente do tratamento anaeróbio de dejetos bovinos, que representa 50% do total utilizado na partida do CSTR, é considerado por Dhamodharan *et al.* (2015) como de alta produção de biogás no tratamento de RA.

Quanto à estabilidade do processo na partida, os valores dos parâmetros pH, AT e AGV permaneceram dentro da faixa indicada pela literatura. Os valores para os principais parâmetros de controle da estabilidade do processo são apresentados na Tabela 15. Ressalta-se que os valores referem-se aos volumes afluentes e aos valores dos parâmetros identificados na mistura interna do reator, visto que não ocorreram retiradas de efluente nesta etapa. Para os parâmetros analisados no afluente, são apresentados apenas os maiores e menores valores verificados no período.

Tabela 15 - Valores identificados para pH, AT e AGV para o período de partida do reator CSTR

	Parâmetro								
	pH			AT (mg L ⁻¹)			AGV (mg L ⁻¹)		
	Início	Maior/ Menor	Fim	Início	Maior/ Menor	Fim	Início	Maior/ Menor	Fim
Afluente	-	4,29 / 6,09	-	-	281,1 / 1.408,3	-	-	1.320,2 / 1.446,0	-
Interior	7,33	6,96 / 7,40	7,40	2.459,0	2.459,0 / 3.808,5	3.808,5	491,4	164,6 / 491,4	164,6

Fonte: o Autor (2021)

Para o afluente, os valores para pH foram próximos a 5, com o menor pH em 4,29 e o maior em 6,09, comuns para RA, que por características são mais ácidos (ZHANG *et al.*, 2014; XU *et al.*, 2018). O pH interno do reator apresentou-se neutro ao fim da partida do sistema, 7,40. A faixa de ocorrência no interior da mistura durante a partida foi próxima a 7,22, dentro da faixa recomendada por Chernicharo (2016), de 6,5 a 8,0.

A AT do RU utilizado apresentou-se baixa, com média de 650,5 mg.L⁻¹. No entanto, o parâmetro mostrou-se estável na mistura interna do reator, com média de 3.326,4 mg.L⁻¹. Ao fim do processo de partida, a AT verificada no interior do reator foi de 3.808,5 mg.L⁻¹, dentro da faixa considerada ideal por Metcalf e Eddy (2016), de 1.000 e 5.000 mg de L⁻¹.

Quanto ao AGV, os valores elevados verificados na alimentação, em média 1.629,2 mg.L⁻¹, não foram suficientes para acidificar o sistema durante a partida. A quantidade de inóculo, com elevada alcalinidade, garantiu o tamponamento do sistema, permitindo que os AGV inseridos e os produzidos durante a partida, não

interferissem ou causassem distúrbios, sendo os mesmos, consumidos pela alcalinidade presente no sistema (METCALF e EDDY, 2016). A concentração média de AGV no interior do reator, durante a partida do sistema foi de 234,5 mg.L⁻¹, estando dentro da faixa de 0 a 400 mg.L⁻¹, considerada ideal (ZICKERFOOSE e HAYES, 1976).

Quanto à produção de biogás, na partida foram verificados volumes de geração significativos para o início do processo, impulsionados pela elevada carga de microrganismos inseridas com o inóculo (MIRMOHAMADSADEGHI *et al.*, 2019). Os resultados dos parâmetros indicativos de geração e qualidade do biogás durante a partida do reator CSTR são indicados na Tabela 16.

Tabela 16 - Parâmetros de geração de biogás no período de partida do reator CSTR

Volume acumulado de biogás na partida (m ³)	Massa de STV adicionada ao sistema na partida (kg)	PM (m ³ biogás.d ⁻¹)	Valor médio de CH ₄ (%)	PE (m ³ biogás.kgSTV ⁻¹)	PE _{CH₄} (m ³ CH ₄ .kgSTV ⁻¹)
357,8	945,7	19,8 m ³	54,5	0,38	0,22

PM = produção média de biogás; PE = produção específica de biogás; PE_{CH₄} = produção específica de metano.

Fonte: o Autor (2021)

Na partida do sistema, conduzida por 18 dias, a produção média de biogás - PM foi de 19,8 m³ d⁻¹, com percentual médio de metano de 54,55%. Para volume gerado e percentual de metano, verificou-se uma melhora gradual do início do processo até o fim da partida do sistema.

A produção específica - PE para o período foi em média 0,38 m³biogás.kgSTV⁻¹, apresentando maiores volumes específicos no fim da partida, com 1,05 m³biogás.kgSTV⁻¹, no 15º dia de monitoramento da partida. Quanto à qualidade do biogás, a média para metano foi de 54,6%, sendo que, ao final da partida verificou-se 63,6%. A produção específica média de CH₄ - PE_{CH₄} foi de 0,22 m³CH₄.kgSTV⁻¹, volume superior ao relatado por Magalhães (2018), que na DA de RA em plena operação obteve 0,15 m³CH₄.kgSTV⁻¹.

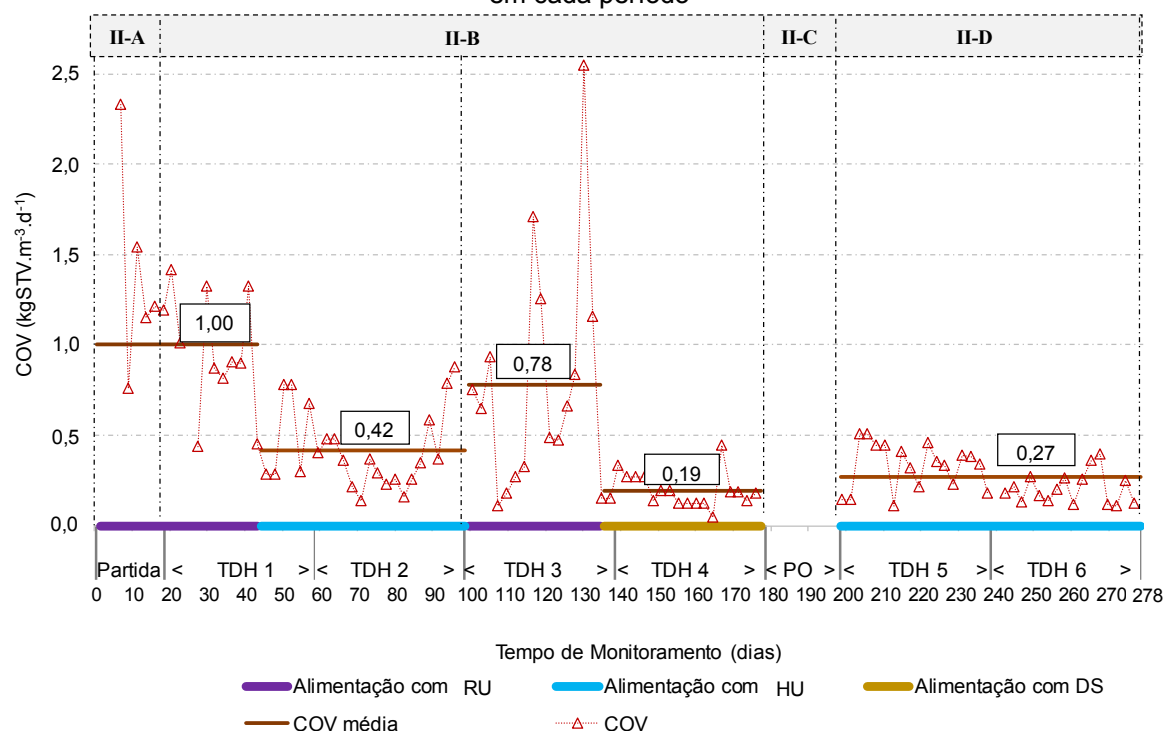
Observa-se que os resultados apresentados até o momento sugerem que o modelo de partida adotado para o presente estudo foi eficiente, visto que os parâmetros de controle e desempenho do processo estão de acordo como os especificados na literatura.

5.2.3 Avaliação dos parâmetros de controle, monitoramento e desempenho

5.2.3.1 COV

Diante das situações apresentadas no Item 4.3.2, durante a condução do experimento foram utilizados três tipos de substratos, RU, HU e DS. As quantidades de resíduos orgânicos inseridos variaram entre as alimentações, com o mesmo substrato e com variações de substrato. Diante disso, as COV variaram entre valores acima e abaixo ao estipulado de $0,5 \text{ kgSTV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, para todos os substratos. A cronologia dos eventos ocasionados pela variação do substrato afluyente, assim como a COV variável nos períodos e a COV média para cada substrato utilizado durante o período são indicados na Figura 33.

Figura 33 - Evolução cronológica dos substratos afluentes, COV variável e COV média verificada em cada período



Para as COV, foram verificadas variações em todas as fases do monitoramento. Durante toda a partida (Etapa II-A), a COV foi verificada acima do esperado, com o valor máximo de $2,33 \text{ kgSTV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ no 3º dia de monitoramento, ocasionada por um volume elevado de RA gerado no referido dia. Posterior a isso, a COV se apresentou com menores variações em relação a COV esperada ($0,5$

kgSTV.m⁻³.d⁻¹), porém sempre acima do desejado, até o 38° dia, com COV de 0,45 kgSTV.m⁻³.d⁻¹, já na Etapa II-B, TDH 1.

A partir do 38° dia de monitoramento, a COV passou a apresentar valores inferiores a COV esperada, variando próximo a 0,5. Para esse período, utilizou-se HU, devido à indisponibilidade de RU por ocasião do recesso acadêmico da UEL. Durante a utilização de HU como substrato afluente, a COV variou entre 0,16 e 0,87 kgSTV.m⁻³.d⁻¹.

Após a retomada da utilização de RU, a COV voltou a se elevar, atingindo a COV máxima de 2,5 kgSTV.m⁻³.d⁻¹. Com o início da utilização de DS, a partir do 134° dia de operação, os valores para COV reduziram cerca de 60% do valor esperado para o parâmetro, se estabilizando próximo a COV de 0,2 kgSTV.m⁻³.d⁻¹.

Como observado na Figura 33, as COV médias para os diferentes tipos de substrato utilizado também variaram. Para a fase inicial de partida e parte do TDH 1, a COV média da utilização de RU foi de 1,0 kgSTV.m⁻³.d⁻¹, enquanto na segunda utilização, no TDH 3, a COV média foi de 0,78 kgSTV.m⁻³.d⁻¹, justificável devido as variações dos números de refeições servidas no RU, sendo as sazonalidades de geração de RA esperadas e totalmente aceitáveis.

Para os demais substratos afluentes as COV médias foram inferiores. Para o HU foram de 0,42 e 0,27 kgSTV.m⁻³.d⁻¹, respectivamente para os dois períodos em que foram utilizados. Quanto ao DS, utilizado *in natura*, a COV média do período foi de 0,19 kgSTV.m⁻³.d⁻¹. As COV médias inferiores ao RU são justificadas devido a quantidade de HU gerado ser inferior ao RU gerado. Já para o DS, como o resíduo é proveniente da limpeza das baias de criação, a concentração de STV é baixa devido à diluição das excretas pela água utilizada na limpeza, além de apresentar maior percentual de sólidos fixos, 24,1% dos ST, reduzindo a COV.

A COV média global para todo o período de operação do sistema foi de 0,5 kgSTV.m⁻³.d⁻¹. Apesar das variações, obteve-se ao final, a COV média considerada para operação do sistema.

As variações das COV apresentadas podem ser um fator de risco ao sistema. Igone *et al.* (2008) consideram que grandes variações de composição do afluente e concentração de STV podem perturbar o equilíbrio entre as fases fermentativa e metanogênica. Segundo os autores os distúrbios podem ser decorrentes da composição dos substratos. Para eles, amidos e açúcares são substratos solúveis e

facilmente degradáveis, os quais podem ser facilmente hidrolisados e elevar as concentrações de AGV e hidrogênio no reator, reduzindo o valor de pH do meio.

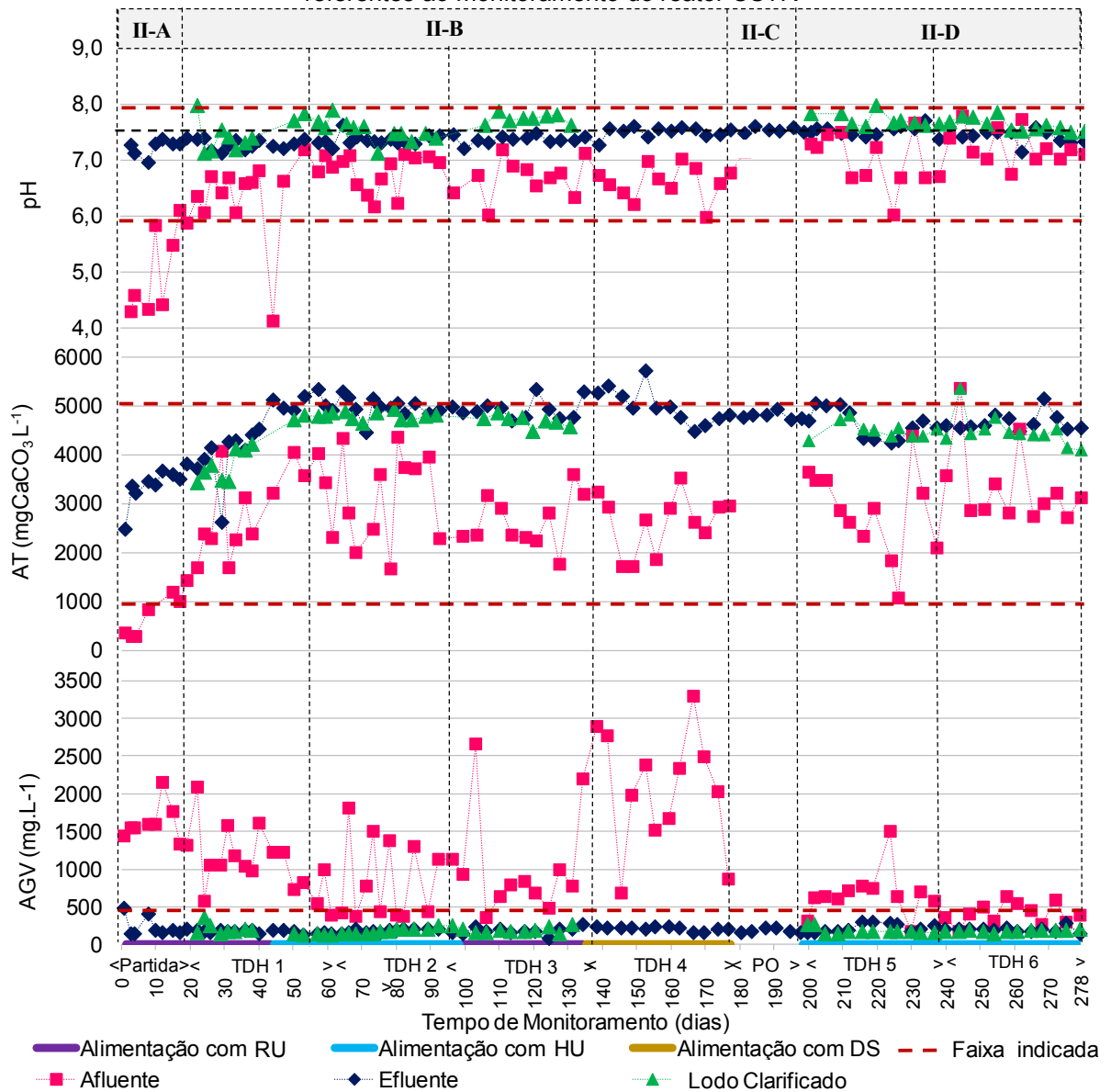
Ferreira (2015) sugere a utilização de valores de COV entre 1 e 4 kgSTV.m⁻³.d⁻¹ para processos anaeróbios de via úmida. O autor utilizou em seus experimentos com RA, de restaurante universitário, uma COV que variou entre 1 e 3 kgSTV.m⁻³.d⁻¹. Magalhães (2018) utilizou em seus experimentos com RA COV variando entre 0,76 e 1,74 kgSTV.m⁻³.d⁻¹. Nagao *et al.* (2013) relatam estabilidade no processo anaeróbio com COV de 9,2 kgSTV.m⁻³.d⁻¹ tratando RA, os autores variaram a COV entre 3,7 a 12,9 kgSTV.m⁻³.d⁻¹. Li *et al.* (2020) utilizaram COV de 3,2 kgSTV.m⁻³.d⁻¹ em reatores que tratavam 270 toneladas por dia de RA, com um processo estabilizado.

Todos os autores citados acima conduziram seus experimentos com COV variáveis. Não foi relatado pelos autores distúrbios que comprometessem totalmente o processo. De acordo com Mirmohamadsadeghi *et al.* (2019), mudanças na concentração de STV no meio podem ser realizadas, desde que, com variações leves e graduais, sem ocasionar choques de carga orgânica. No presente estudo, as variações da COV foram bruscas e recorrentes, de acordo com a quantidade de substrato disponível para a alimentação. No entanto, os principais parâmetros de controle e monitoramento não apresentaram indício de instabilidade, devido a variações na COV, que comprometessem o sistema.

5.2.3.2 pH, alcalinidade e AGV

Os dados do monitoramento das análises de pH, AT e AGV do afluente, efluente e lodo clarificado, são apresentados na Figura 34.

Figura 34 - Parâmetros pH, AT e AGV das amostras de afluente, efluente e lodo clarificado referentes ao monitoramento do reator CSTR



Fonte: o Autor (2021)

As primeiras alimentações do reator, na Etapa II-A, a equalização do RU foi realizada com água (sem cloro). Neste período foi realizado o aumento gradativo, a cada alimentação, do volume do reator até atingir o volume de operação (40 m³). Deste modo, não foi produzido efluente e, conseqüentemente, não se obteve lodo clarificado que pudesse ser empregado na equalização do RU. Devido às características ácidas do RU, o pH permaneceu na faixa entre 4,0 e 6,0. Na Etapa II-B observa-se três eventos em que o pH esteve fora da faixa ótima, no 40º, 105º e 169º dia, onde por motivos operacionais não foi realizada a equalização da mistura do substrato com o lodo clarificado.

O pH afluente interfere diretamente na mistura interna do reator. Volumes adicionados ao sistema com características ácidas podem ocasionar a maior formação de AGV e conseqüentemente distúrbio ao processo. Zhang *et al.* (2014), Gueri (2017) e XU *et al.* (2018) relatam que por característica o RA tem pH baixo. Nagao *et al.* (2012), Xu *et al.* (2018) e Shamurad, *et al.* (2020) relatam a utilização de RA com pH na faixa de 3,33 e 6,90, não verificando distúrbio no processo. Magalhães (2018) utilizou RA com pH 4,72 e verificou distúrbios no processo, necessitando a utilização de bicarbonato de sódio para estabilização do pH.

A estabilização do parâmetro durante a operação do reator CSTR foi conseguida com o auxílio da utilização do lodo clarificado a partir da Etapa II-B. O principal objetivo da utilização do lodo clarificado para equalizar o substrato foi melhorar as condições do afluente de alimentação, para que não ocorressem alterações bruscas nos valores de pH no processo de DA. Mirmohamadsadeghi *et al.* (2019) citam a recirculação do efluente, ou parte dele, como um fator fundamental para aumento da densidade microbiana e melhora da produção de biogás. Com a recirculação do lodo clarificado conseguiu-se elevar o pH médio do afluente de 5,11 na Etapa II-A para 6,59 na Etapa II-B com utilização de RA e 7,11 na Etapa II-D, também com RA.

O pH da mistura interna, verificado pelas amostras efluentes do processo, manteve-se entre 6,8 e 8 dentro da faixa considerada adequada (CHERNICHARO, 2016) durante todas as etapas do processo. Na partida do sistema, quando o substrato inserido apresentou pH baixo, o processo manteve-se estável devido às características alcalinas dos inóculos utilizados. Para as demais etapas, não foram verificados indícios que sugeriram distúrbios quanto ao pH. Na Etapa II-D, quando foram retomadas as alimentações, esperava-se alterações no pH devido o tempo de repouso do processo, no entanto, o parâmetro se manteve estável, assim como durante o PO, não sendo verificadas alterações significativas.

Utilizando lodo clarificado para equalizar o substrato, os valores de pH foram superiores ao elencados pela literatura. O lodo clarificado apresentou valores de pH entre 7 e 8, o que elevou os valores de pH do afluente para valores superiores a 6 a partir da Etapa II-B. Para valores de AT, o lodo clarificado apresentou média de 4.285,7 mg.L⁻¹, contribuindo para elevação da AT do afluente. Na Etapa II-A, a AT média do afluente foi de 650,5 mg.L⁻¹. Com a utilização do lodo clarificado, a AT média do afluente foi elevada para 2.296,7 mg.L⁻¹. Verificou-se melhora também da AT do

efluente, no qual durante a partida do processo (Etapa II-A) foi observada em média de 3.326,4 mg.L⁻¹ no interior do reator, passando para valores médios de 4.645,6 mg.L⁻¹ com a utilização de lodo clarificado.

Os valores de AT para o processo estão dentro dos indicados como ideias pela literatura entre 1.000 e 5.000 mg.L⁻¹ (GERARDI, 2003). Não foram verificadas variações bruscas quanto ao parâmetro em relação aos substratos utilizados. Para o presente estudo, a AT média foi superior a máxima atingida por Malinowsky (2016), com 3.800 mg.L⁻¹; e inferior à verificada por Reis (2012) com máxima de 6.972 mg.L⁻¹.

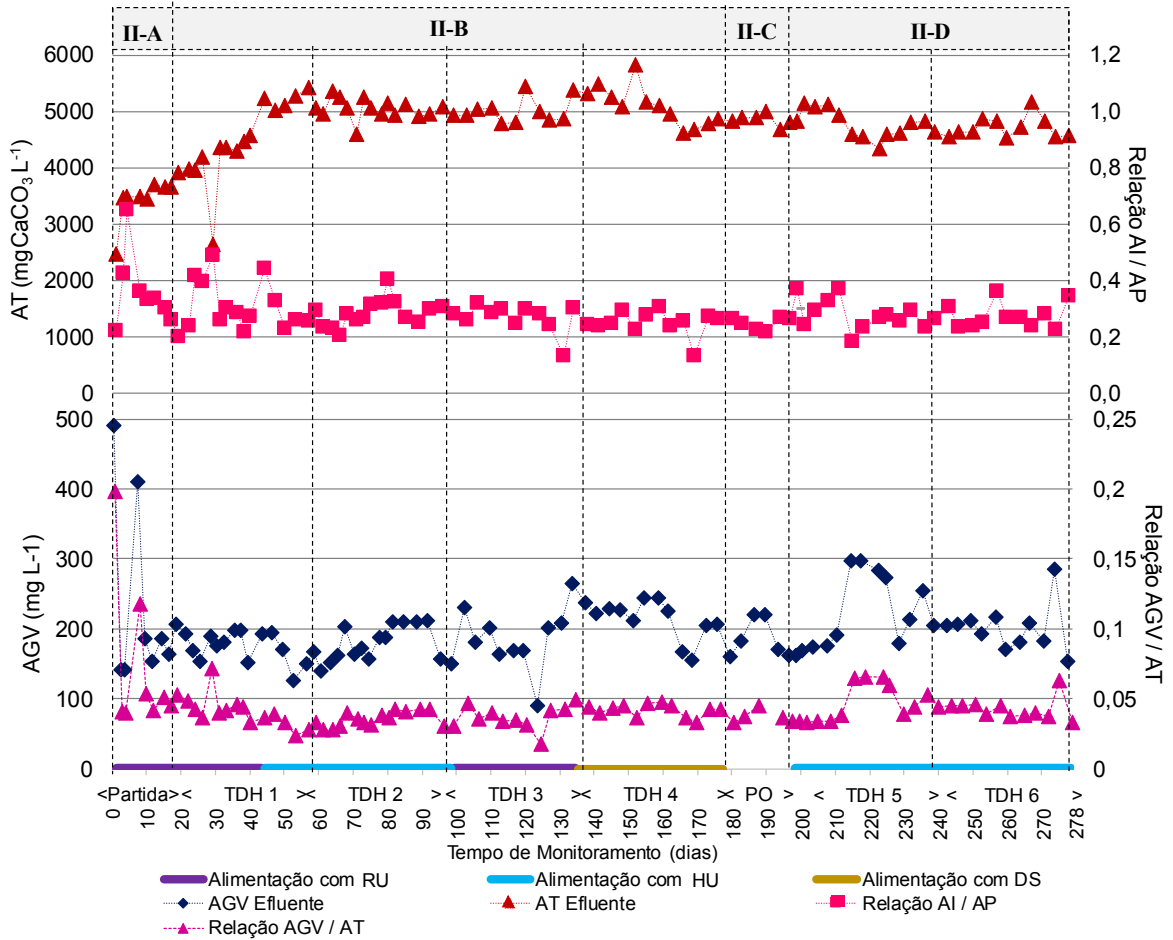
Durante todo o período monitorado, ocorreram variações nos valores de AGV do afluente, chegando a 3.298,9 mg.L⁻¹. As maiores concentrações foram verificadas durante a utilização DS, possivelmente devido as características frescas do resíduo e a não utilização de lodo clarificado nesse período. No geral, os resíduos de fontes alimentares também apresentam valores de AGV elevados, devido a sua rápida decomposição (ZHANG *et al.*, 2014; XU *et al.*, 2018).

Para os valores de AGV do efluente, o parâmetro apresentou relativa estabilidade, permanecendo durante todas as Etapas dentro do indicado para o parâmetro, de 50 a 400 mg.L⁻¹ (ZICKERFOOSE e HAYES, 1976). Este fato sugere que a AT do sistema foi capaz de garantir o tamponamento do processo e as condições adequadas para os microrganismos converterem os ácidos orgânicos, inseridos e gerados, em biogás.

A combinação de alguns parâmetros de monitoramento pode influenciar no desempenho do sistema e auxiliar na tomada de decisão para evitar instabilidades operacionais. Segundo Chernicharo (2016) a interação da alcalinidade com o AGV durante a DA, fundamenta-se na capacidade da alcalinidade do sistema em neutralizar os ácidos formados.

A AP é referente ao bicarbonato e não representa significativa importância para o tamponamento do sistema. Além disso, pode superestimar a quantificação da AT (GERARDI, 2003). Devido a isto, torna-se importante a análise da AI, a qual decorre da presença de ácidos voláteis. Os valores das relações entre a AI e AP (AI/AP), além dos valores da relação AGV/AT, estão apresentados na Figura 35.

Figura 35 - Parâmetros de AT e AGV e relações de Al / AP e AGV / AT das amostras efluentes referentes ao monitoramento do reator CSTR



Fonte: o Autor (2021)

A relação Al/AP do efluente manteve-se próximo de 0,3, considerado como o limite adequado (CHERNICHARO, 2016). Foram verificados valores superiores a 0,3 para a relação. No entanto, as variações do parâmetro não foram superiores a 0,5, considerado por Foresti (1999) como o limite máximo no qual é possível a manutenção da estabilidade do processo. A relação Al/AP acima de 0,3 pode indicar que a AP não foi suficiente para tamponar os ácidos voláteis produzidos em excesso durante o período.

Ao se comparar a relação Al/AP percebe-se que os maiores valores da relação foram identificados nos períodos em que foi adicionado uma elevada carga orgânica, na partida do sistema e no TDH 1. Verificou-se também variações na relação Al/AP no momento da retomada da alimentação na Etapa II-D, quando o sistema anteriormente em repouso recebeu adição de substrato HU. Apesar da concentração

de AGV se manter na faixa de 160 mg.L^{-1} , a AT apresentou redução, consequentemente a AI e AP também sofreram variações.

A relação entre AGV/AT apresentou maior variação apenas na Etapa II-A, do 1° e 8° dia de monitoramento com valores de 0,2 e 0,12, respectivamente. Este fato se deve ao processo ainda estar se aclimatando e adaptando, o que sugere a necessidade de um período prévio de aclimação do inóculo à inserção de substrato. No decorrer do processo foram verificadas variações da relação quando o AGV e a AT oscilaram. Na Etapa II-B, do dia 129 de monitoramento, foi inserida uma COV de $2,55 \text{ kgSTV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, culminado com uma elevação da concentração de AGV e consequente redução da AT. Situações similares foram verificadas na Etapa II-D, quando mesmo com COV baixa, próximo a $0,4 \text{ kgSTV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, foi inserido afluente de HU com concentração de AGV de 1.512 mg.L^{-1} , o que colaborou para variações dos parâmetros AGV e AT.

Para o processo anaeróbio, é indicado que a relação AGV/AT não deve ser superior a 0,4 para garantir estabilidade no processo (ZICKERFOOSE e HAYES, 1976; CALLAGHAN *et al.*, 2002). Os valores identificados para todo o período monitorado, inclusive quando não se utilizava lodo clarificado para equalizar o volume afluente, ficou abaixo do limite.

Gueri (2017) relata valores de 0,49 para relação AGV/AT. No entanto, para o mesmo período, o valor de pH manteve-se próximo a neutralidade, sugerindo que a alcalinidade da mistura foi capaz de neutralizar os AGV produzidos sem causar variação ao pH. Ratanatamskul *et al.* (2014) verificaram relação AGV/AT de 0,59, não verificando distúrbios ao processo. Para melhorar essa relação, os autores utilizaram lodo de esgoto em mistura com o RA, reduzindo a relação para 0,3.

5.2.3.3 Conversão de STV e DQO

Calculou-se o percentual de conversão de STV e DQO de acordo com o descrito no Item 4.3.7.1. Os valores de STV e DQO inseridos, retirados, convertidos e a taxa de conversão dos substratos adicionados estão indicados na Tabela 17.

Tabela 17 - Taxa de conversão de STV e DQO para os TDH e para cada tipo de substrato utilizado na alimentação do reator CSTR

Período	STV					DQO				
	Parâmetros analisados por TDH									
	STV _{af} (kg STV)	STV _{rt} (kg STV)	STV _{mp} (kg STV)	STV _c (kg STV)	TC _{STV} (%)	DQO _{af} (kg O ₂)	DQO _{rt} (kg O ₂)	DQO _{mp} (kg O ₂)	DQO _c (kg O ₂)	TC _{DQO} (%)
Partida	945,7*	-	163,0	782,7	82,76	1.547,6*	-	430,7	1.116,9	72,16
TDH 1	1.006,2***	255,2	307,2	443,8	44,10	2.321,1***	470,1	484,3	1.366,6	58,87
TDH 2	871,5***	200,1	185,2	486,2	55,78	1.481,8***	396,0	414,2	671,5	45,31
TDH 3	1.223,6***	209,2	244,0	770,4	62,96	1.719,9***	504,2	429,0	786,6	45,73
TDH 4	485,3***	221,9	132,0	131,4	27,06	1.783,1***	507,3	304,1	971,7	54,49
PO	132,0**	-	93,2	38,8	29,39	304,17**	-	142,7	161,4	53,05
TDH5	552,3***	222,0	130,0	200,4	36,27	1.069,4***	419,1	277,8	372,5	34,82
TDH 6	408,5***	119,5	195,2	94,3	23,08	970,0***	439,6	422,7	107,7	11,09
Parâmetros analisados por tipo de substrato e utilização										
RU	1.616,3*	111,8	291,1	1.213,4	75,07	3.034,8*	300,0	416,6	2.318,2	76,38
HU	958,3***	267,0	224,3	466,8	48,72	1.889,0***	566,0	414,2	908,7	48,10
RU****	1.293,8***	226,7	220,7	846,4	65,48	1.719,9***	504,2	429,0	786,6	45,73
DS	500,8***	236,3	123,2	141,3	28,21	1.783,1***	507,2	304,1	971,7	54,49
HU****	830,8***	341,5	195,2	294,7	35,40	1.761,5***	858,6	422,7	480,1	27,26

PO = período ocioso; RU = resíduo do restaurante universitário; HU = resíduo do restaurante do hospital universitário; DS = resíduo da granja de suínos; STV_c = STV convertido em biogás; STV_{rt} = STV retirado do sistema; STV_{mp} = STV remanescente no sistema ao fim do referido período; STV_{af} = STV afluente do processo; %TC_{STV} = percentual da taxa de conversão de STV; DQO_c = DQO convertida em biogás; DQO_{rt} = DQO retirada do sistema; DQO_{mp} = DQO remanescente no sistema ao fim do referido período; DQO_{af} = DQO afluente do processo; %TC_{DQO} = percentual da taxa de conversão de DQO.

*valor referente apenas ao inserido;

**valor referente ao residual do período anterior;

***valores referentes ao inserido somado ao residual do período anterior.

**** segunda utilização do substrato

Fonte: o Autor (2021)

Na Etapa II-A verificou-se a inserção de uma elevada carga de STV ao sistema (954,7 kgSTV), considerando o período de 18 dias de duração. O fato se repetiu no TDH 1 e TDH 3, quando foram adicionados ao sistema 1.110,9 e 1.223,6 kg de STV, respectivamente. Este fato se deve à utilização de RU nos períodos mencionados. Na utilização de HU, TDH 2, 5 e 6, o volume adicionado foi inferior, entre 408,5 e 871,5 kgSTV, ocasionado pela indisponibilidade de HU e baixa concentração de ST e STV. No TDH 4, quando foi utilizado DS, adicionou-se 485,3 kgSTV, massa superior a adicionado no TDH4, com HU.

Quanto ao STV verificado no efluente, as concentrações permaneceram estáveis, em média 5,32 gSTV.L⁻¹, sendo as menores concentrações verificadas no PO, em média 2,55 gSTV.L⁻¹. As maiores concentrações de STV no efluente foram verificadas no TDH 1, 7,87 gSTV.L⁻¹, o que sugere um acúmulo de STV, devido à alta carga orgânica aplicada no período, ou pode indicar um acúmulo de biomassa ativa no sistema.

A maior taxa de conversão de STV em biogás para os TDH foi verificada na partida do sistema, com 82,76%, na utilização de RU como substrato. A menor taxa de conversão foi verificada no TDH 6 (23,08%), quando utilizado HU como substrato. A maior taxa de conversão verificada para o substrato RU na partida do sistema pode ser explicada pelo fato da carga microbiológica da inoculação estar ativa, e o maior percentual da mistura interna do sistema ser referente ao inóculo nesse período. Outro fator a ser ressaltado é a composição do RU (Tabela 12), rico em carboidratos derivados de cereais (64%), sendo este de rápida e fácil assimilação (MIRMOHAMADSADEGHI *et al.*, 2019).

A taxa de conversão mais elevada verificada no sistema (82,76%) é superior ao reportado por Malinowsky (2016), que obteve uma taxa de conversão média durante os 200 dias do seu experimento de 74,2%. No entanto, a taxa média global de remoção de STV no período total de 278 dias foi de 67,42%, inferior a reportada pela autora.

Perin *et al.* (2020) reportam maiores conversões de STV com o uso de COV mais elevadas. Em COV de 0,24 kgSTV.m⁻³.d⁻¹ obtiveram conversão de 73% do STV, quando utilizaram COV 0,54 kgSTV.m⁻³.d⁻¹, obtiveram 83% de conversão de STV. Similar ao que relatam os autores, a partida do sistema foi o período que apresentou maior COV, apresentando maior taxa de conversão de STV. Do mesmo modo, Gao *et*

al. (2020) obtiveram valor de conversão de STV superior a 89% com elevada carga orgânica, quando realizou a DA de RA em reator tipo UASB.

Quanto à conversão de STV em função dos substratos, verificou-se maior taxa de conversão na primeira utilização de RU, com 75,07%. Sugere-se para esse período a influência dos inóculos da partida, devido à grande quantidade de microrganismos presente na mistura no início do processo. A menor taxa de conversão de STV por substrato foi verificada na utilização de DS, 28,21%. O baixo percentual de conversão pode ser reflexo da mudança de substrato imposta ao sistema, demandando de um período adicional para adaptação dos microrganismos a nova dieta.

Para a DQO afluente no sistema, apesar das reduções de STV adicionado durante a operação, devido às variações de substrato, a DQO inserida variou frente a cada TDH. Com exceção do PO e TDH 6, os demais períodos tiveram uma adição de DQO superior a 1.400 kgO₂, no qual o TDH 1 apresentou a maior adição, 2.321,1 kgO₂, justificado devido a elevada quantidade de STV adicionada no período (1.006,2 kgSTV). Quanto aos substratos, o RU na primeira utilização foi o afluente que adicionou a maior demanda de O₂ ao sistema, 3.034,8 kgO₂.

Para as concentrações verificadas durante a operação, o afluente apresentou maior DQO (85,9 gO₂.L⁻¹), durante a utilização de RU, na primeira alimentação da partida do sistema. A menor concentração foi verificada no TDH 6 (10,6 gO₂.L⁻¹), durante a segunda utilização de HU. A DQO média para todo o período avaliado foi de 34,13 gO₂.L⁻¹, valores superiores aos reportados por Ratanatamskul *et al.* (2014), com DQO afluente de 23,57 gO₂.L⁻¹, para resíduos alimentares de restaurante universitário.

Para as concentrações do efluente, a maior concentração foi verificada no TDH 3 (20,6 gO₂.L⁻¹), utilizando RU, sendo a menor verificada no TDH 5 (3,6 gO₂.L⁻¹), utilizando DS. A DQO média efluente para todo o período avaliado foi 11,66 gO₂.L⁻¹, próxima a reportada por Gueri (2017), 12,7 gO₂.L⁻¹.

Quanto ao percentual de conversão, a DQO seguiu o mesmo comportamento da remoção de STV. Sgorlon *et al.* (2011) sugerem que os parâmetros são correlacionados, quando as concentrações de um deles se elevam ou reduzem, o efeito é verificado no outro de forma semelhante, no entanto, as características do substrato podem influenciar nessa dinâmica.

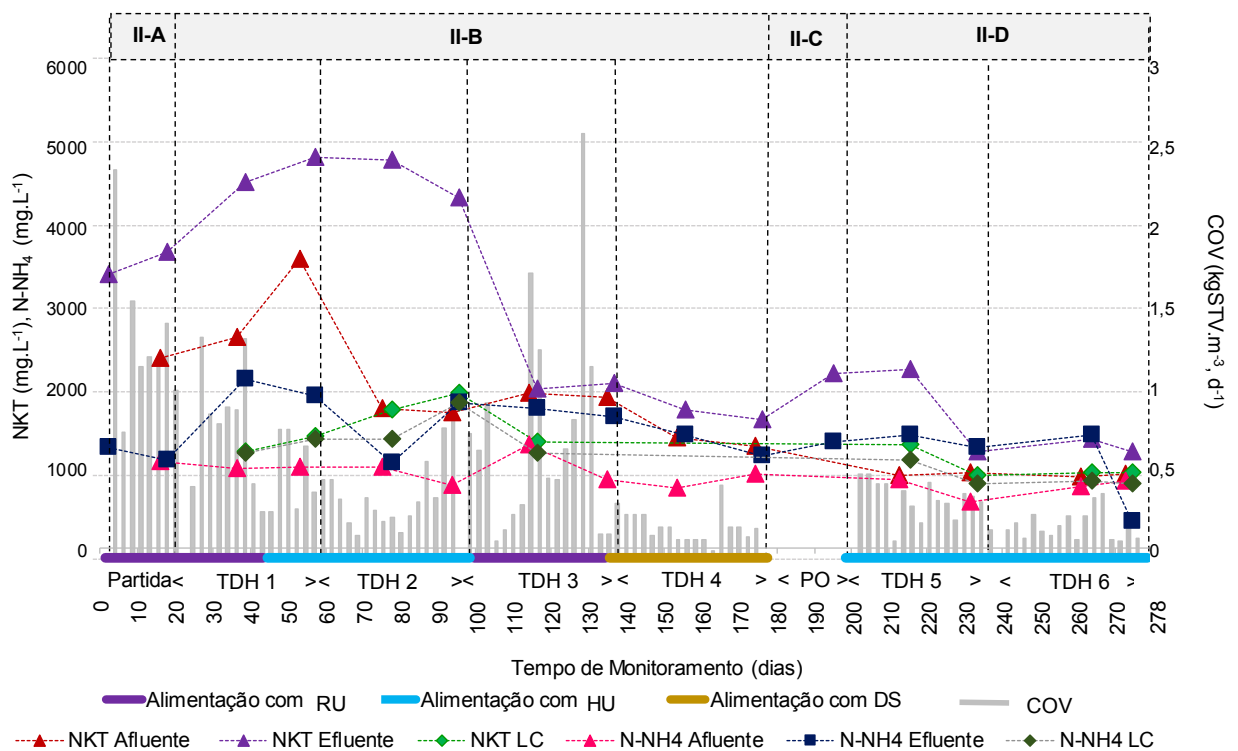
Entre os TDH aplicados, a partida do sistema apresentou a melhor taxa de conversão de DQO, 72,16%. No entanto, o período com menor conversão foi o TDH

6, com apenas 11,09%. Para os substratos, o RU apresentou o maior percentual de conversão, 76,38%, na primeira utilização, enquanto o HU apresentou percentual, 27,26%, na segunda utilização, após o PO. Os baixos percentuais de conversão de DQO verificados após o PO podem indicar baixa atividade biológica, devido ao período sem alimentações. A conversão média de DQO para todo o período foi de 63,74%. Os percentuais de conversão são inferiores aos reportados por Gueri (2017), que atingiu 82,34% de conversão de DQO.

5.2.3.4 Nitrogênio

As concentrações verificadas no parâmetro nitrogênio são apresentadas na Figura 36. Ressalta-se que as concentrações são referentes a amostras coletadas de efluente e lodo clarificado no 20° e 40° dia de cada TDH. Para as amostras do afluente, são referentes a uma composição em iguais proporções de todas as alimentações do período em que foram realizadas.

Figura 36 – Concentrações de Nitrogênio Total e Amoniacal para as amostras afluente, efluente e e lodo clarificado, durante o monitoramento do reator CSTR



Fonte: o Autor (2021)

O processo iniciou com uma concentração de NKT de 3.419,1 mg.L⁻¹, resultante dos inóculos adicionados. No início da operação foram inseridas as maiores COV no experimento, resultando na elevação da concentração de NKT do efluente. Os RU utilizados no início das alimentações apresentaram valores elevados de NKT, com concentrações de 2.680 mg.L⁻¹, a maior concentração entre os substratos utilizados. Altas concentrações de NKT inseridas na alimentação do sistema, ocasionaram um leve aumento deste na mistura interna do reator, verificado nos dois primeiros pontos indicados para o parâmetro (Figura 36).

Após o início da utilização do HU como substrato afluyente e consequentemente a redução da COV, os valores identificados para o nutriente no efluente reduziram para a concentração de 1.617,4 mg.L⁻¹, no fim do TDH 4. Ao mesmo passo, as concentrações de NKT também reduziram no lodo clarificado, identificando que a redução da COV contribuiu para a redução da concentração de NKT no sistema, ocasionando a redução do mesmo no lodo clarificado, produzindo um efeito cascata.

No PO ocorreu um acréscimo da concentração do NKT até a metade do TDH 5, quando a tendência de queda retornou, finalizando o monitoramento com valores próximos a 1.200 mg.L⁻¹ e 1.300 mg.L⁻¹ nos 60 dias finais de operação. O acréscimo se deu provavelmente pela retomada das alimentações, nas quais, foram inseridas novas cargas de matéria orgânica, que mesmo com pequenas concentrações de N, elevaram os teores do nutriente no sistema. Parte desse acréscimo foi devido à utilização do lodo clarificado.

Gerardi (2003) e McCarty (1964) consideram concentrações de N-NH₄ entre 50 e 200 mgNH₄.L⁻¹ como benéficas ao sistema; superiores a 1.000 mg.NH₄L⁻¹ como não inibitórias; até 1.500 mg.NH₄.L⁻¹ podem apresentar toxicidade se o pH for superior a 7,0; e acima de 3.000 mg.NH₄.L⁻¹, como valores tóxicos ao sistema. No presente estudo, durante os dois períodos em que foi utilizado RU como substrato, nos quais inseriu-se COV elevadas, as concentrações de N-NH₄ foram superiores a 1.500 mg.NH₄.L⁻¹, sendo o pH nesses períodos superior a 7,0. Assim, a adição de N proveniente da recirculação do lodo clarificado pode ter contribuído para a elevação do parâmetro, o que pode ter ocasionado pequenos distúrbios no processo.

O acréscimo de N-NH₄ verificado na Etapa II-D (TDH 5 e 6), pode ser resultante da atividade microbológica do PO. O DS utilizado como substrato, anteriormente ao referido período, apresentou percentuais de proteínas elevados,

87,1% dos ST, nesse caso a amônia pode ser resultante da conversão de tais moléculas em íons de amônio (NH_4^+), durante a DA (CHANDRA *et al.*, 2012; REIS, 2012; SCHULTZ, 2015).

Vale ressaltar que a presença de N-NH₄ em concentrações adequadas traz benefícios ao processo, como o fornecimento de alcalinidade parcial ao sistema devido a formação de carbonato de amônio $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$, e nutrientes aos microrganismos, o que auxilia na contraposição de possíveis instabilidades causadas por elevadas concentrações de ácidos orgânicos (YUAN e ZHU, 2016). Nos períodos em que a COV inserida foi baixa, a quantidade de nitrogênio inserida advinda do substrato segue a mesma dinâmica.

No processo de DA a presença de nitrogênio em condições adequadas é fundamental para suprir a demanda de proteína dos microrganismos (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; CHANDRA *et al.*, 2012). Do ponto de vista do processo anaeróbio, a concentração adequada de N deve variar de acordo com a concentração de C, devendo ela, manter a relação entre os elementos (relação C/N) na faixa de 20 e 30, considerada com a mais satisfatória ao desenvolvimento do processo e à geração de biogás (PUYUELO *et al.*, 2011).

Para as concentrações de NKT e N-NH₄ do lodo clarificado, verifica-se que a maior parcela do nutriente está na forma de N-amoniacal, sugerindo que a parcela representativa do N-orgânico foi carregada para o lodo sedimentado juntamente com os ST. As concentrações de N no lodo clarificado foram, em alguns períodos, superiores as verificadas no afluente, o que sugere que a água utilizada para triturar o resíduo reduziu a concentração do nutriente no afluente após a mistura.

As COV indicam que a baixa quantidade de substrato inserida principalmente nos TDH 5 e 6 não seriam suficientes para elevar a quantidade de N no afluente, mesmo o HU apresentando concentrações de NKT e N-NH₄ superiores ao lodo clarificado. Assim, verifica-se a contribuição do lodo clarificado no acréscimo da concentração de NKT e N-NH₄ na mistura afluente.

Kobayashi *et al.* (2012), assim como constatado no presente estudo, afirmam que a recirculação do efluente eleva a concentração de N no sistema. Estudando a produção de hidrogênio em sistemas anaeróbios de dois estágios alimentados com resíduos alimentares, os autores verificaram acréscimos nas concentrações de N-NH₄, relatando ser resultante da recirculação do efluente. Os autores operaram um sistema comparativo para produção de hidrogênio, sem e com recirculação do lodo

efluente, onde o reator sem recirculação apresentou concentrações de N-NH_4 próximas a 1.000 mg.L^{-1} , enquanto o sistema com recirculação obteve concentrações variando entre 1.900 mg.L^{-1} e 2.400 mg.L^{-1} .

Apesar de uma alternativa atraente do ponto de vista ambiental e da melhora verificada nos parâmetros de pH, AT e AGV, ressalta-se o cuidado que deve ser tomado quanto à utilização da recirculação parcial ou total do efluente. Por ser o N um nutriente que não é removido no processo, necessita-se de um constante monitoramento, haja vista, que em condições específicas de pH elevado ($>7,5$), em combinação com concentrações elevadas do nutriente, podem ocasionar inibições ao processo. Assim, verifica-se a necessidade maiores estudos no que se refere à alternativa de recirculação do efluente.

5.2.3.5 Produção e qualidade do biogás

Os valores referentes ao volume gerado e aos parâmetros que contribuem para a análise da produção específica do biogás durante a condução do experimento, são descritos na Tabela 18. Ressalta-se que a Etapa II-C, mesmo sem a ocorrência de alimentações, apresentou produção de biogás no período. A diferença entre a somatória do VA da partida, TDH e PO com a somatória do VA dos substratos, se deve ao fato de no segundo caso não ser computado o VA do PO. Neste período, o biogás gerado se deu em função dos sólidos remanescentes das alimentações realizadas nos TDH anteriores que não foram consumidos no processo e permaneceram no interior do reator.

Apesar das recomendações descritas por Mirmohamadsadeghi *et al.* (2019), que sugerem a variação de forma lenta e gradativa da carga orgânica inserida ao sistema, a geração de biogás não apresentou distúrbios, acompanhando de forma dinâmica a variação da carga de STV em cada período.

Em relação à produção de biogás, durante as Etapas II-A, II-B, II-C e II-D verificou-se um maior volume acumulado - VA no TDH 1, com $843,8 \text{ m}^3$ de biogás e $527,4 \text{ m}^3\text{CH}_4$. Para esse período utilizou-se como substrato afluente, quase que na totalidade do período, RU, com COV média para o período de $0,70 \text{ kgSTV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ sendo adicionado $843,8 \text{ kgSTV}$.

Tabela 18 – Análise da geração e qualidade do biogás por TDH e substrato em função da COV e massa de STV adicionado

Parâmetros analisados por TDH													
Período	COV média (kgSTV. m ⁻³ .d ⁻¹)	STV adicionado (kg.TDH ⁻¹)	VA (m ³ biogás)	PMD (m ³ biogás. dia ⁻¹)	PE (m ³ biogás. kgSTV ⁻¹)	Qualidade do Biogás					VA _{CH₄} (m ³ CH ₄)	PMD _{CH₄} (m ³ CH ₄ . dia ⁻¹)	PE _{CH₄} (m ³ CH ₄ . kgSTV ⁻¹)
						CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppmV)	O ₂ (%)	Outros gases (%)			
Partida	1,33	945,7	357,8	19,8	0,38	54,55	34,15	301	4,70	7,25	208,3	11,6	0,22
TDH 1	0,70	843,2	843,8	21,1	1,00	62,56	33,41	575	3,65	0,32	527,4	13,2	0,62
TDH 2	0,39	564,3	332,0	8,3	0,58	59,52	37,79	852	2,21	0,39	196,7	4,9	0,34
TDH 3	0,72	1.038,4	655,4	16,3	0,63	58,29	39,43	1076	1,8	0,63	379,9	9,5	0,36
TDH 4	0,19	241,3	224,3	5,6	0,93	66,60	30,99	1894	1,45	0,77	148,6	3,7	0,61
PO	-	0,0	41,3	2,0	-	64,83	33,13	2090	1,14	0,66	27,1	1,3	
TDH 5	0,36	459,1	167,8	4,19	0,36	59,53	38,05	1677	1,24	0,99	111,0	2,7	0,24
TDH 6	0,20	278,5	179,7	4,49	0,64	57,71	39,13	1122	0,87	2,17	92,0	2,3	0,33
Parâmetros analisados por tipo de substrato e utilização													
RU	1,00	1.616,3	1050,8	23,9	0,65	58,75	33,69	434	4,21	3,30	641,4	18,8	0,40
HU	0,42	667,0	445,2	8,9	0,66	60,38	36,80	804	2,43	0,38	290,7	5,8	0,44
RU*	0,78	1.069,5	635,7	16,8	0,59	57,56	39,87	1054	1,84	0,62	343,6	9,0	0,32
DS	0,19	280,1	295,9	6,1	1,00	66,24	31,37	1846	1,43	0,72	184,9	3,8	0,66
HU*	0,27	737,6	347,5	4,3	0,47	58,60	38,61	1391	1,05	1,60	203,1	2,5	0,40

PO = período ocioso; RU = resíduo do restaurante universitário; HU = resíduo do restaurante do hospital universitário; DS = resíduo da granja de suínos; VA: volume acumulado de biogás; PMD: produção média de biogás por dia; PE: produção específica de biogás.

*segunda utilização do substrato

Fonte: o Autor (2021)

As maiores adições de STV foram verificadas no TDH 3, porém, o maior VA foi verificado no TDH 1, que apresentou a maior produção específica - PE de biogás e metano, com $1,0 \text{ m}^3\text{biogás.kgSTV}^{-1}$ e $0,62 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{kgSTV}^{-1}$, assim como a maior produção média diária - PMD, $21,2 \text{ m}^3\text{biogás.d}^{-1}$ e $13,2 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{d}^{-1}$, respectivamente.

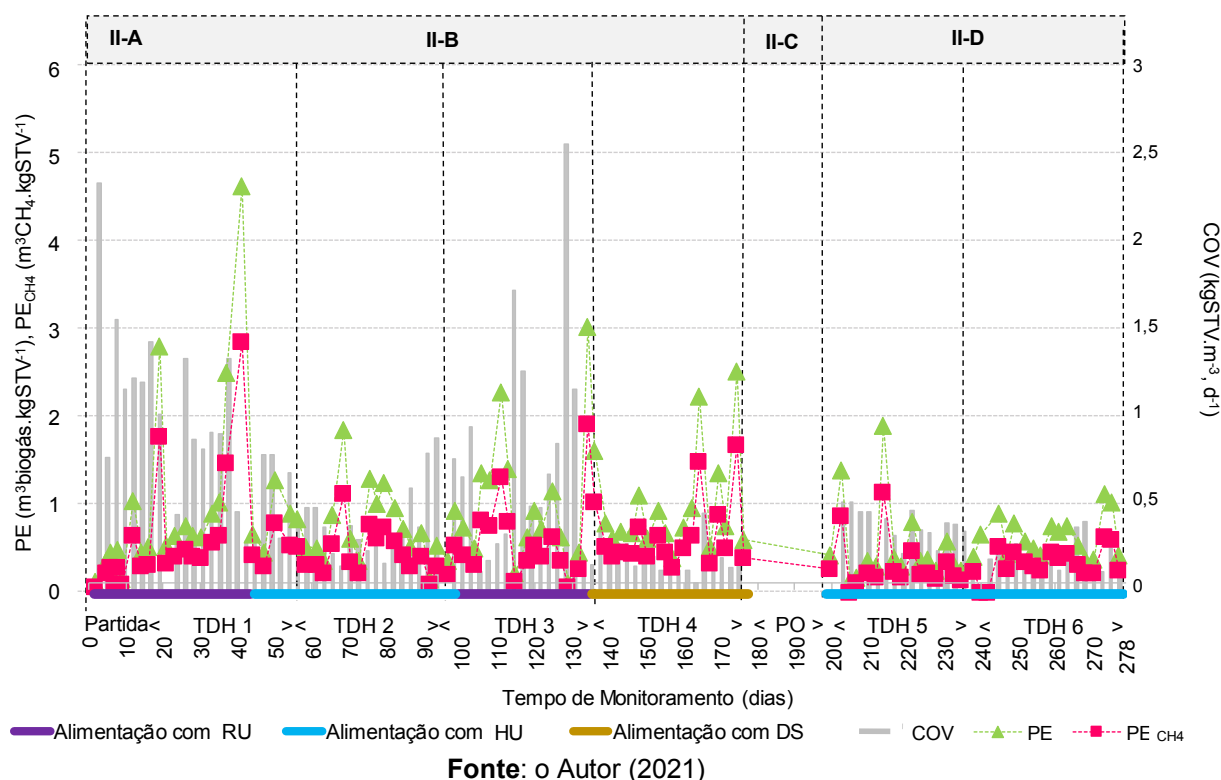
Como verificado por Perin *et al.* (2020), quando aplicado as maiores COV, obteve-se as maiores produções de biogás em sistemas estáveis de DA. Os autores relataram a alta produção de biogás no início do processo, quando utilizaram COV de $0,54 \text{ kgSTV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, conseguiram uma PE da ordem de $0,93 \text{ m}^3\text{biogás.kgSTV}^{-1}$ e $0,42 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{kgSTV}^{-1}$, valores próximos aos verificados nesse trabalho, quando foi utilizado RU como substrato de alimentação no TDH 1, porém com COV superior, em média $1,0 \text{ kgSTV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ e $0,62 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{kgSTV}^{-1}$.

A produção média diária – PMD de biogás em todo período monitorado, apresentou maiores valores no TDH 1 ($21,1 \text{ m}^3$) no período em que o reator foi alimentado com RU seguido da partida do sistema, Etapa II-A, onde a PMD foi de $19,8 \text{ m}^3\text{biogás.dia}^{-1}$. Neste período a alimentação também foi realizada com RU. Por se tratar do início do processo, a carga de inóculo pode ter colaborado para a elevada produção em relação aos demais períodos.

Gao *et al.* (2020) reportam valores da literatura de PMD em função do volume do reator, sendo a produção de biogás analisada em m^3 de reator. Os autores verificaram valores na faixa de $0,27$ a $1,24 \text{ m}^3$ de biogás por m^3 de mistura interna por dia ($\text{m}^3\text{biogás.m}^{-3}\text{reator.d}^{-1}$), sendo que em seus experimentos os autores atingiram $2,42 \text{ m}^3\text{biogás.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Neste modelo de análise, o presente estudo, no período de maior produção de biogás (TDH 1), obteve PMD de $0,57 \text{ m}^3\text{biogás.m}^{-3}\text{reator.d}^{-1}$ e $0,33 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{m}^{-3}\text{reator.d}^{-1}$, estando dentro da faixa reportada da literatura, mas abaixo do conseguido pelos autores.

Os períodos que utilizaram HU e DS como substrato apresentaram baixa PMD, devido à baixa carga orgânica inserida. Para o HU verificou-se PMD de $8,9$ e $4,3 \text{ m}^3\text{biogás.dia}^{-1}$ e $5,8$ e $2,5 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{dia}^{-1}$, para a primeira e segunda utilização, respectivamente. Nestes períodos, a COV média inserida foi $0,42$ e $0,27 \text{ kgSTV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, o que justifica a baixa geração de biogás. Do mesmo modo, explica-se a utilização do DS, com PMD de $6,1 \text{ m}^3\text{biogás.dia}^{-1}$, $3,81 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{dia}^{-1}$ e COV média de $0,19 \text{ kgSTV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. O DS, no entanto, dentre todos os substratos foi o que apresentou maior PE com menores variações para o parâmetro (Figura 37).

Figura 37 - Produção específica de biogás e metano a cada alimentação



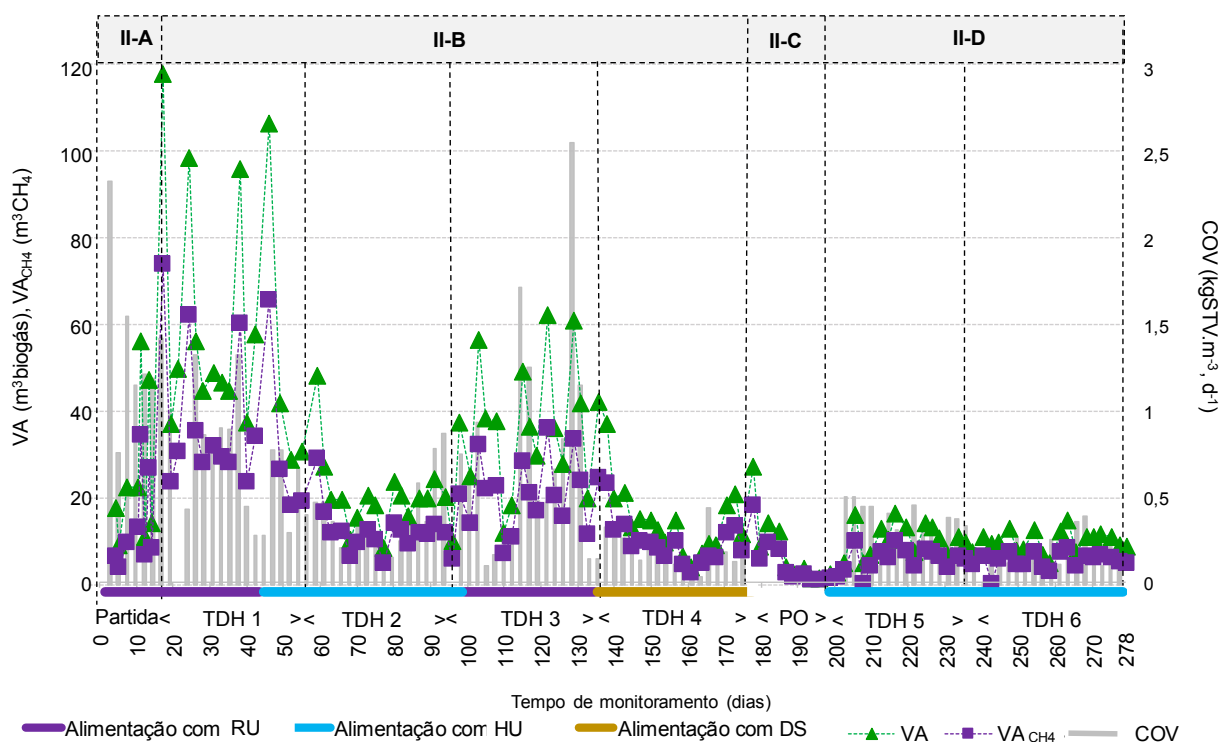
O DS apresentou PE com $1,0 \text{ m}^3\text{biogás.kgSTV}^{-1}$ e $0,66 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{kgSTV}^{-1}$ adicionado, superior ao RU e HU. As maiores produções específicas de $0,65 \text{ m}^3\text{biogás.kgSTV}^{-1}$, $0,40 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{kgSTV}^{-1}$ e $0,66 \text{ m}^3\text{biogás.kgSTV}^{-1}$, $0,44 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{kgSTV}^{-1}$, respectivamente, ocorreram na primeira utilização de cada substrato.

A PE do DS foi superior ao reportado por Perin *et al.* (2020), quando utilizou RA ($0,70 \text{ m}^3\text{biogás.kgSTV}^{-1}$). Os autores utilizaram COV superior à média verificada com DS, sendo para RA dos autores $0,54 \text{ kgSTV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, contra $0,19 \text{ kgSTV.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ do DS, o que sugere uma maior taxa de conversão de biogás no DS quando comparado ao RA dos autores.

Na geração global do sistema verificou-se uma geração média de $10,7 \text{ m}^3\text{biogás.d}^{-1}$, $6,0 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{d}^{-1}$ e uma produção específica média global de $0,64 \text{ m}^3\text{biogás.kgSTV}^{-1}$ e $0,38 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{kgSTV}^{-1}$.

Quanto aos VA de biogás e metano nos intervalos entre as alimentações, os maiores quantitativos foram verificados nos períodos de utilização de RU, com maiores COV. Apesar dos percentuais de metano serem maiores na utilização de DS, os maiores volumes de biogás impulsionaram os maiores volumes de metano nos mesmos períodos (Figura 38).

Figura 38 - Produção acumulada de biogás em CH₄ a cada alimentação



Fonte: o Autor (2021)

Percebe-se que a produção de biogás e metano a cada intervalo entre as alimentações segue a mesma dinâmica da inserção da COV. No início do TDH 1, quando da utilização de COV entre 1,5 e 2,0 KgSTV.m⁻³.d⁻¹, as produções de biogás em metano nos intervalos entre as alimentações foram entre 96 m³ e 119 m³ de biogás e 60 m³ e 75 m³ de CH₄, respectivamente. Ressalta-se que tais picos de produção são representativos às análises realizadas nas segundas-feiras, sendo o intervalo maior entre a alimentação anterior (3 dias). No entanto, tal comportamento ressalta a dinâmica de acompanhamento da geração de CH₄ em comparação a geração de biogás.

Excetuando-se a partida do sistema, quando o processo ainda estava se estabelecendo, e o PO, quando a não adição de STV culminou com a redução da geração dos gases, o processo manteve a geração de biogás e CH₄ de forma dinâmica com a COV. Com percentuais de CH₄ variando entre 50% e 60%, nos períodos de processo estável, a variação entre o VA de biogás e CH₄ mantiveram-se semelhantes.

A composição do biogás é um fator fundamental para o monitoramento do reator. Desestabilizações no reator podem ocasionar uma baixa produção de CH₄, elevar a produção de CO₂ e H₂S. Embora o volume de biogás tenha apresentado

variações em função da quantidade de substrato adicionado, a concentração dos gases gerados no processo não sofreu grandes variações em relação aos percentuais dos componentes, que acompanhou as variações do volume do biogás de forma dinâmica.

As menores concentrações do gás foram verificadas na partida o sistema, quando o percentual médio de CH₄ foi 54,55%, o menor verificado durante todo o monitoramento. Baixos percentuais de CH₄ também foram relatados por Ferreira (2015), na qual obteve em sua fase inicial 52,62%. O autor atribui baixas concentrações de CH₄ à baixa atividade metanogênica, o que segundo o autor, é esperado para sistemas em processo de partida.

Os percentuais médios de CH₄, para todos os TDH e substratos estão de acordo com o sugerido na literatura, na faixa entre 50 e 70% (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; WEILAND, 2010; FERREIRA, 2015; ANGELIDAKI *et al.*, 2018). No TDH 4 verificou-se o maior percentual médio de CH₄ entre os TDH (66,60%). Considerando o tipo de substrato, o DS apresentou o melhor percentual de CH₄ (66,24%), o que pode ser explicado pela característica do substrato. Para o DS foi verificado um percentual de 87,10% dos ST de proteínas (Tabela 12), o que pode favorecer a formação de metano. (JINGURA e KAMUSOKO, 2017; SAWATDEENARANAT *et al.*, 2015).

Li *et al.* (2020) descrevem valores médios de 58% de CH₄ na DA de RA e esgoto. Perin *et al.* (2020) relatam percentuais médios de 60% de CH₄ com o reator estável. Todos os TDH, partida e PO apresentaram percentuais de CH₄ próximos aos relatados pelos autores. Do mesmo modo, os substratos também apresentaram seus percentuais similares.

Na ocorrência de desestabilizações do processo, o CH₄ apresenta oscilações para percentuais baixos. Ferreira (2015) e Perin *et al.* (2020) relatam quedas no percentual de metano quando o processo desestabilizou, com valores próximos a 40% para estes autores. No presente estudo não foram verificadas perturbações dessa natureza, o que sugere que o processo não sofreu desestabilizações.

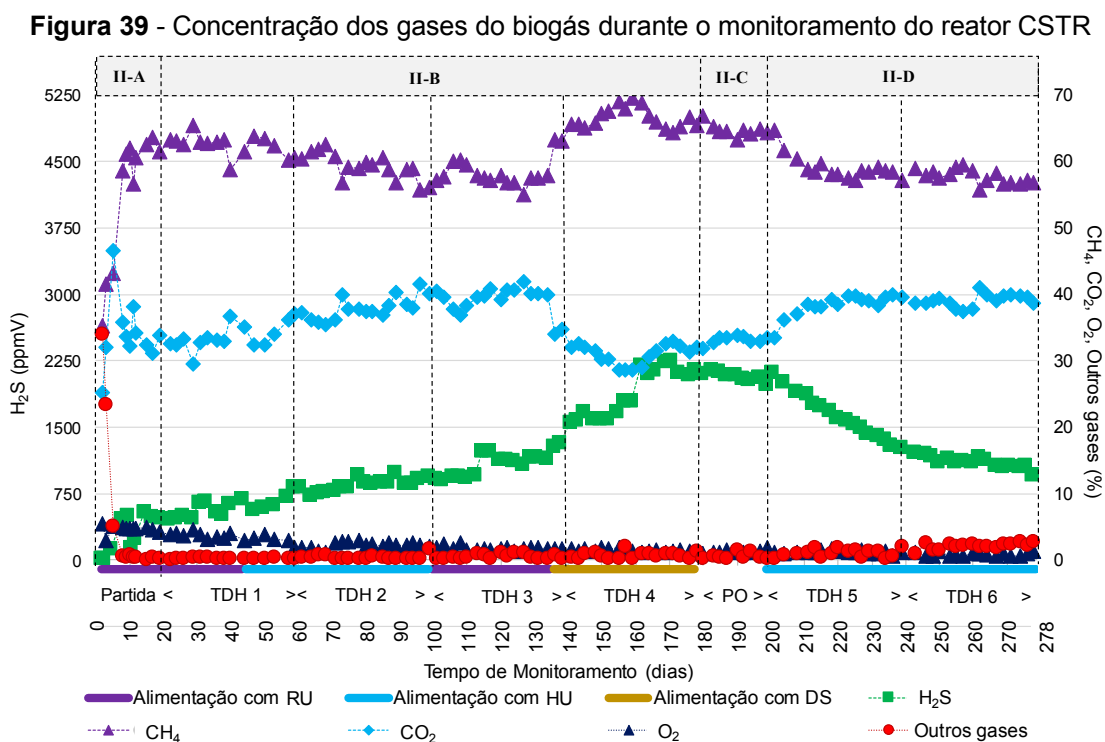
Reduções no percentual de CH₄ refletem diretamente no percentual de outros gases. O CO₂ é o gás que acompanha inversamente as variações do CH₄. Desse modo, nos períodos em que foram verificados os maiores percentuais de CH₄, verificou-se também, os menores percentuais de CO₂. Resultante das fases hidrolíticas e acidogênicas, o CO₂ é um indicativo de perturbação da biocenose

microbiana, resultando em uma maior geração de AGV. Na composição do biogás, o CO₂ reduz o aproveitamento energético devido ao efeito diluidor (FERREIRA, 2015).

O gás mais problemático que compõe o biogás é o H₂S. Seu poder de corroer metais e mau odor acentuado pode ocasionar transtornos as plantas de DA. O H₂S é resultante da redução de sulfetos e sulfitos, sendo verificado em maiores concentrações no biogás gerado de substratos com elevados níveis de enxofre. Foi verificado maiores concentrações do gás durante o TDH 4 e PO (1.894 e 2.090 ppmV, respectivamente).

Para o TDH 4 o substrato afluyente foi o DS, que apresentou as maiores concentrações de enxofre (Tabela 13), juntamente com alguns cardápios do RU. No PO parte do DS utilizado no TDH 4 permaneceram no sistema, sendo consumido nesse período. O DS apresentou maiores médias de concentração de enxofre que os RA, sendo 0,4 g L⁻¹ para DS e 0,3 g L⁻¹ para a média dos RA. A concentração média global de H₂S foi de 1.191,65 ppmV, superior ao reportado por Gueri (2017), que utilizando resíduos alimentares obteve valor médio de 835,25 ppmV. A concentração reportada pelo autor só é maior que a verificada na partida e nos TDH 1 e 2.

O comportamento dos gases constituintes do biogás durante toda operação e monitoramento do sistema é apresentado na Figura 39.



Fonte: o Autor (2021)

Ressalta-se que os valores referentes a “outros gases” fazem alusão ao percentual de gases não quantificados pelo equipamento utilizado, e que o H₂S apresentado em ppmV, foi utilizado em percentual para compor o valor relativo aos gases não quantificados.

Durante o período de partida do reator, observou-se que o CH₄ apresentou percentuais baixos, elevando-se gradualmente até atingir a faixa de 60% (10º dia), apresentado pequenas oscilações até o final do TDH 3, onde verificou-se a menor produção de metano, em torno de 55%. As variações identificadas no TDH 3 podem ser decorrentes da troca de substrato e da elevação da COV, onde os microrganismos apresentaram resposta imediata a adição de um novo substrato com maior carga orgânica, sugerindo a necessidade de um período de adaptação a nova condição.

Esse fato culminou com a elevação do CO₂, podendo ser decorrente da elevação da COV, redução de microrganismos no interior do reator, devido às trocas da mistura interna realizadas entre alimentações e retiradas de efluente. A queda do percentual médio de CH₄ poderia ser indicativo de algum distúrbio no sistema, no entanto, não foram verificadas alterações quanto aos parâmetros de pH, alcalinidade, AGV e suas relações. A retomada crescente do CH₄ no TDH 4 e PO podem ser reflexo da adição de DS.

Apesar das variações, a concentração de CH₄ se manteve dentro do indicado pela literatura e próximo ao relatado pelos autores que utilizaram RA em seus experimentos. Por ser o gás de maior interesse, o foco do processo anaeróbio é a geração de CH₄. Assim, verifica-se que o processo foi eficaz quanto à geração de biogás com percentuais elevados de CH₄.

5.2.4 Avaliação da retomada do sistema ao PO

A Etapa II-D refere-se à verificação do comportamento do sistema à retomada das alimentações após o PO. Período esse que foi caracterizado pela não adição de substratos ao sistema. Os principais parâmetros de monitoramento para o fim da Etapa II-B (TDH4), PO e o comportamento desses parâmetros durante a Etapa II-D, nos TDH 5 e 6 são descritos na Tabela 19.

Tabela 19 - Valores dos principais parâmetros de monitoramento para verificação da resposta do sistema ao PE

Parâmetros	Unidade	TDH 4	Etapa II-C	Etapa II-D
pH*	-	7,51	7,53	7,49
AT*	mg L ⁻¹	4.953,9	4.776,7	4.638,6
AGV*	mg L ⁻¹	212,6	182,6	214,3
STV*	g L ⁻¹	6,3	2,33	4,48
COV**	kgSTV.m ⁻³ .d ⁻¹	0,19	-	0,28
% de CH ₄	%	66,60	64,84	58,60
PMD	m ³ biogás.dia ⁻¹	5,6	2,0	4,3

*valores nas amostras efluentes; **valores médios para o período; PMD = produção média de biogás por dia.

Fonte: o Autor (2021)

O sistema apresentou estabilidade no período sem alimentações. Dos parâmetros elencados não foram verificadas situações que sugerissem desestabilização do sistema devido ao período sem alimentações. Verificou-se variações de AT anterior e posterior ao PO, no entanto, os valores identificados estão de acordo com os sugeridos por Gerardi (2003), de 1.000 mg.L⁻¹ e 5.000 mg.L⁻¹. O pH manteve-se próximo a neutralidade como recomendado por Chernicharo (2016), assim como a concentração de AGV manteve-se abaixo de 400 mg.L⁻¹, como recomendado por Zickerfoose e Hayes (1976).

A produção média de biogás na Etapa II-D se elevou, quando comparado ao PO, porém, em volumes inferiores aos verificados no TDH 4. Na Etapa II-D, apesar da COV média inserida ter sido maior (0,28 kgSTV.m⁻³.d⁻¹ para a Etapa II-D e 0,19 kgSTV.m⁻³.d⁻¹ para o TDH 4), a produção de biogás não acompanhou a mesma dinâmica, sendo maior no TDH 4, que também teve maior percentual de metano, com 66,60% e 58,60%, para TDH 4 e Etapa II-D, respectivamente. Verifica-se portanto, que a retomada da alimentação do sistema após 20 dias de PO apresentou indicadores de eficiência inferiores aos verificados antes da paralização.

Apesar da diferença entre os substratos utilizados nos dois períodos, a escassez de alimento pode ter provocado o início de uma fase endógena. Assim, tal fato pode ser um indicativo da necessidade de um período de adaptação do sistema após a retomada das alimentações, para que o processo retorne às condições anteriores.

5.2.5 Experimento complementar – Monitoramento do reator CSTR por 48 horas

O experimento de monitoramento buscou avaliar o comportamento do sistema anaeróbio no intervalo entre as alimentações. Foram monitorados os parâmetros: pH, AT, AGV, produção e qualidade do biogás gerado.

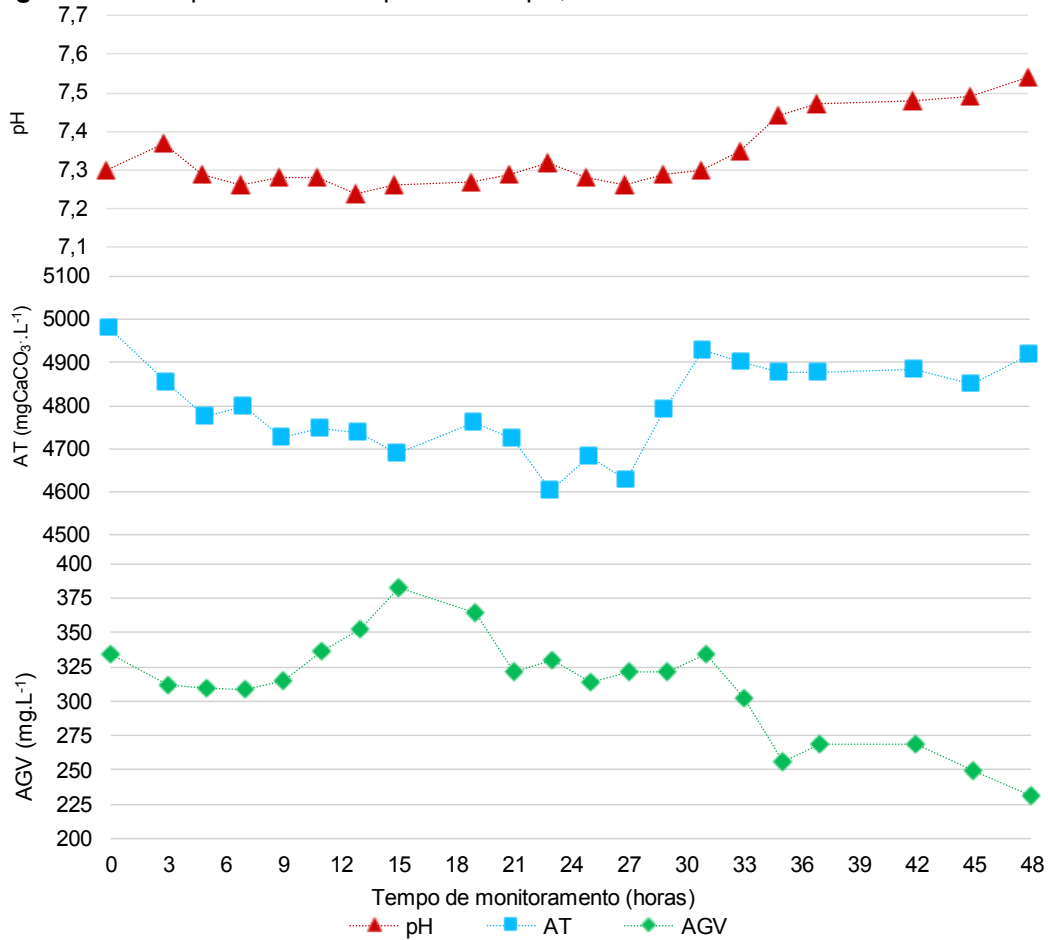
O monitoramento iniciou-se as 12:00 horas do 127º dia e terminou as 12:00 horas do 129º dia. A primeira hora do monitoramento foi reservada para alimentação do sistema. Com duração de 48 horas, o monitoramento iniciou com a alimentação do sistema com RU, no qual foi inserido 66,9 kg STV, que resultou em uma COV de 0,84 KgSTV.m⁻³.d⁻¹, considerando os ajustes realizados no cálculo da COV para alimentação três vezes por semana. O pH afluente foi de 6,33. Anterior à inserção, o sistema apresentou pH 7,35, com concentração de STV de 4,3 g.L⁻¹.

O monitoramento dos parâmetros foi realizado a cada duas horas, sendo que as análises referentes às horas 19 e 41, não foram realizadas. Do mesmo modo, ao fim do monitoramento, realizou-se a última análise com intervalo de 3 horas. O comportamento dos parâmetros pH, AT e AGV durante o monitoramento de 48 horas realizado no reator CSTR está apresentado na Figura 40.

Após a adição do substrato afluente (alimentação), foi verificada uma ligeira variação do pH do sistema, permanecendo na faixa de 7,30. Para as primeiras 15 horas de monitoramento, verificou-se redução no pH e na AT, além de um gradativo aumento na concentração de AGV. Os parâmetros variaram de 7,37, 4.980,8 mg.L⁻¹ e 334,0 mg.L⁻¹, para 7,24, 4.688,6 mg.L⁻¹ e 382,5 mg.L⁻¹, para pH, AT e AGV, respectivamente. A elevação do AGV indica maior formação de ácidos orgânicos no processo, característicos das fases iniciais da DA, o que em elevadas concentrações pode ocasionar a inibição das arqueas metanogênicas, devido a sua sensibilidade ao pH baixo (ZHANG *et al.*, 2008).

Durante as 15 horas subsequentes (15º a 30º hora) verificou-se comportamento variável, porém estável dos parâmetros AT e pH, que oscilaram, mas permaneceram próximos aos valores identificados ao fim das primeiras 15 horas. O AGV apresentou um declínio no início do segundo período, estabilizando-se próximo a 320 mg.L⁻¹ ao final das 30 horas iniciais. Nas 18 horas finais verificou-se a retomada dos parâmetros aos níveis iniciais. A elevação do pH e da AT indicam o consumo dos AGV gerados nas fases anteriores. A partir da 40º hora, percebe-se que esses parâmetros retomaram as condições iniciais.

Figura 40 - Comportamento dos parâmetros pH, AT e AGV durante o monitoramento de 48 horas

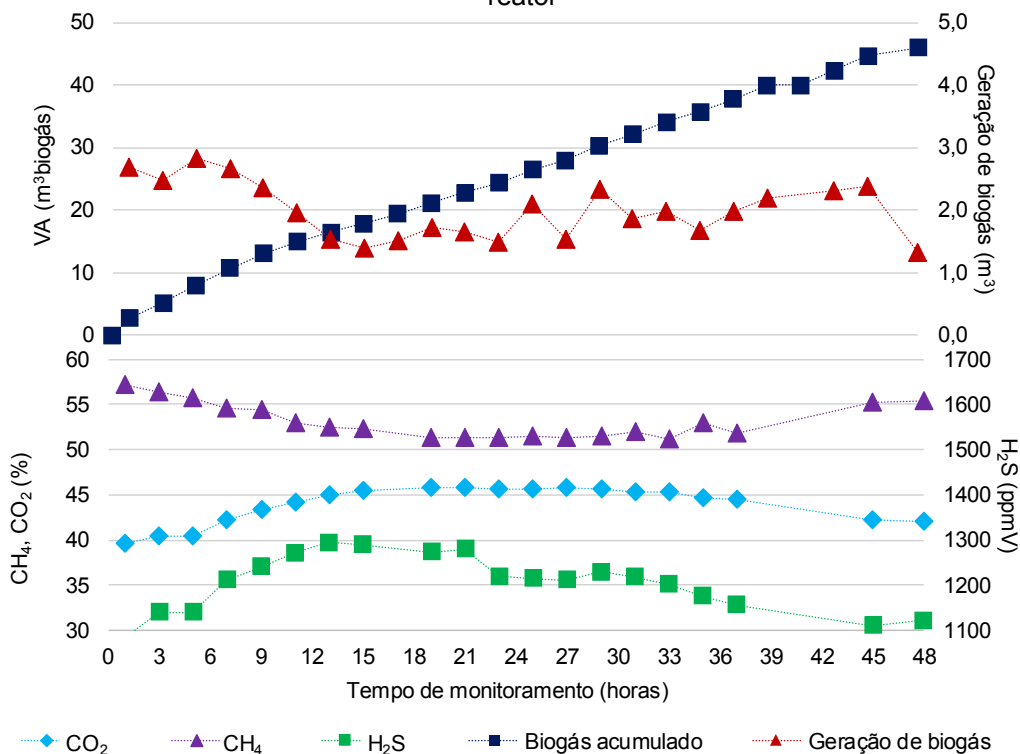


Fonte: o Autor (2021)

No caso do AGV, o parâmetro indicou valores inferiores aos iniciais, indicando uma maior conversão dos ácidos em CH₄. O comportamento da geração de biogás no intervalo entre as análises, assim como o volume acumulado durante o período e a avaliação qualitativa são apresentados na Figura 41.

A geração de biogás entre as análises apresentou reduções ao final das 15 primeiras horas. Até a hora 11, o sistema apresentou geração superior a 2 m³ a cada duas horas. Posterior a este período a geração de biogás no intervalo entre as análises passou a ser de aproximadamente 1,5 m³. No mesmo período, verificou-se a redução do percentual de CH₄ (57,23% para 52,37%) no biogás, e consequentemente a elevação do percentual de CO₂ (39,60% para 45,50%). A elevação da concentração de H₂S (1085 ppmV para 1290 ppmV) reforça a suposição da ocorrência das fases iniciais do processo, hidrólise e acidogênese, no período citado, assim como a redução do pH.

Figura 41 - Volume produzido e qualidade do biogás gerado durante o monitoramento de 48 horas do reator



Fonte: o Autor (2021)

Quanto ao biogás no período entre 15 e 30 horas, verificou-se uma elevação no volume gerado entre as análises, retomando o patamar anterior, próximo a 2 m³, mantendo até o fim das 48 horas. Os percentuais qualitativos mantiveram-se estáveis, apenas o H₂S apresentou retração, indicando o fim das fases ácidas e ocorrência da acetogênese. Reduções de pH, elevação do AGV e percentuais de CO₂ acima de 40% podem ser indicadores da ocorrência das fases acidogênica e acetogênica (ZHANG *et al.*, 2008).

Para as 18 horas finais, a qualidade do gás e o volume gerado a cada análise apresentaram valores próximos ao do início do processo. Para o biogás, verificou-se o início da retomada gradativa dos percentuais a partir da 34^ª hora, indicando a ocorrência da fase metanogênica, com elevação do teor de CH₄ e queda acentuada na concentração de H₂S.

Ao fim do monitoramento verificou-se condições semelhantes ao período anterior à alimentação. Com o sistema nas mesmas condições, pode-se inferir que o meio biológico se adapta as condições impostas. Foi possível sugerir a identificação da ocorrência das quatro etapas da DA, verificadas de acordo com a variação

apresentada pelos indicativos monitorados. Supõe-se desta forma, que o meio biológico é capaz de adaptar-se as situações de modo a realizar as fases do processo de acordo com o tempo de ocorrência das inserções de novos substratos, indicando que variações nos horários das amostragens pode interferir nos resultados dos parâmetros.

5.3 ETAPA III – EXPERIMENTO DE COMPOSTAGEM DE RP, RG E LAS.

5.3.1 Etapa III-A - Levantamento Quantitativo dos Resíduos de Poda Vegetal do Campus da UEL

5.3.1.1 Estimativa de produção e recolhimento de RP e RG

O setor de Manutenção e Jardinagem do campus da UEL não possui números atuais quanto à geração e recolhimento de resíduos de poda de árvores - RP e resíduos de aparas de grama - RG. Os dados mais recentes constam do ano de 2017 (Tabela 20), no qual o setor realizou um levantamento sobre a geração destes resíduos.

Tabela 20 - Valores referentes a estimativa de geração e coleta realizada no ano de 2017 para resíduos de RP e RG

Tipo Resíduo	Período	Quantitativo estimado
Poda de Árvore	Anual	50 a 80 m ³ ano ⁻¹ *
Aparas de grama recolhida	Primavera/Verão	7 m ³ mês ⁻¹ *
	Outono/Inverno	3 m ³ mês ⁻¹ *

*valores referentes a estimativa realizada no ano de 2017.

Fonte: Prefeitura do Campus Universitário (2017)

Para a estimativa atual foi realizado o acompanhamento das atividades do setor durante o período de um mês. No entanto, os dados obtidos para este período devem ser extrapolados de forma cautelosa, visto as variações que ocorrem relacionadas ao período do ano, condições climáticas, disponibilidade de funcionários, entre outros. Sendo assim, os valores identificados ficam sujeitos a variações de acordo com as situações interferentes apresentadas.

Em geral, o recolhimento do RP é realizado em um conjunto trator-carreta, com um volume útil de 4,0 m³, ficando condicionado a variações que extrapolem ou

que não atinjam esse volume, de acordo com a disponibilidade do resíduo a ser coletado e suas características físicas.

Durante o período de um mês de acompanhamento, foram realizadas quatro coletas. A cada dia foram coletados em média 8 m³ de resíduos, o que corresponderia a aproximadamente 32 m³ mês⁻¹. De acordo com o setor responsável, os recolhimentos ocorrem em intervalos de três a quatro meses, dependendo da necessidade e disponibilidade de mão de obra. Dessa forma, é possível estimar uma geração anual de RP entre 96 e 120 m³ ano⁻¹, considerando as condições físicas em que são coletados.

Esta geração representa um valor aproximadamente 50% superior ao estimado para o ano 2017. Tal fato pode ser explicado devido à diferença de material coletado. Em 2017 foram contabilizadas na estimativa apenas as podas de manutenção realizadas em árvores, palmeiras e arbustos, já para a atual estimativa, foram contabilizados todos os materiais coletados, incluindo folhas em geral e porções de aparas de grama misturadas com as folhas.

5.3.1.2 Levantamento quantitativo de resíduos de grama

Com relação ao RG, os volumes recolhidos por m² de grama aparada foram pesados e submetidos à análise do teor de umidade. Os valores referentes a massa úmida, umidade e massa seca de cada ponto, assim como o total médio por m² de aparas de grama estão descritos na Tabela 21.

Tabela 21- Valores identificados para massa úmida, umidade e massa seca dos pontos de coleta das aparas de grama para estimativa de geração por m²

Ponto da coleta	Tipo de roçagem	Incidência de luz solar	Massa úmida (kg.m ⁻²)	Umidade (%)	Massa seca (kg.m ⁻²)
1	Manual	Pleno sol	0,484	12,2	0,425
2	Manual	Sombreado	0,170	18,3	0,139
3	Mecânica	Pleno sol	0,561	4,9	0,534
4	Mecânica	Pleno sol	0,156	7,8	0,144
5	Mecânica	Sombreado	0,217	7,5	0,201
6	Mecânica	Sombreado	0,330	5,9	0,311
Total médio			0,320	9,4	0,290

Fonte: o Autor (2021)

Com os valores obtidos foi possível estimar uma geração de RG de 0,29 kg.m⁻² em massa seca. Segundo o setor de Manutenção e Jardinagem, a área de cobertura vegetal no campus representa aproximadamente 65% (152.750 m²) da área total do mesmo. Desse quantitativo, 80% recebe manutenção de aparas, representando assim, uma área total de 122.200 m².

Com base nesses valores a geração de RG representaria cerca de 35 toneladas em massa seca, caso fossem realizadas roçagem de forma simultânea, o que não ocorre. Como já citado, a manutenção é realizada em locais com maiores demandas. Além disso, em locais onde a luminosidade é reduzida, a quantidade de roçagens anuais também é menor, ao contrário dos pontos com elevada incidência de luminosidade.

Dessa forma, foi possível constatar que a quantificação da geração tanto de RP quanto RG é dificultada por não haver uma frequência rigorosa de podas e coletas. Entretanto, observa-se que estes resíduos são gerados em grandes volumes e seu emprego em sistemas de tratamento biológico como a compostagem, pode viabilizar a produção de um composto de qualidade agrônômica interessante para aplicação no solo do próprio campus e suas dependências.

5.3.2 Etapa III-B - Ensaio de Compostagem

5.3.2.1 Monitoramento dos parâmetros de controle do processo

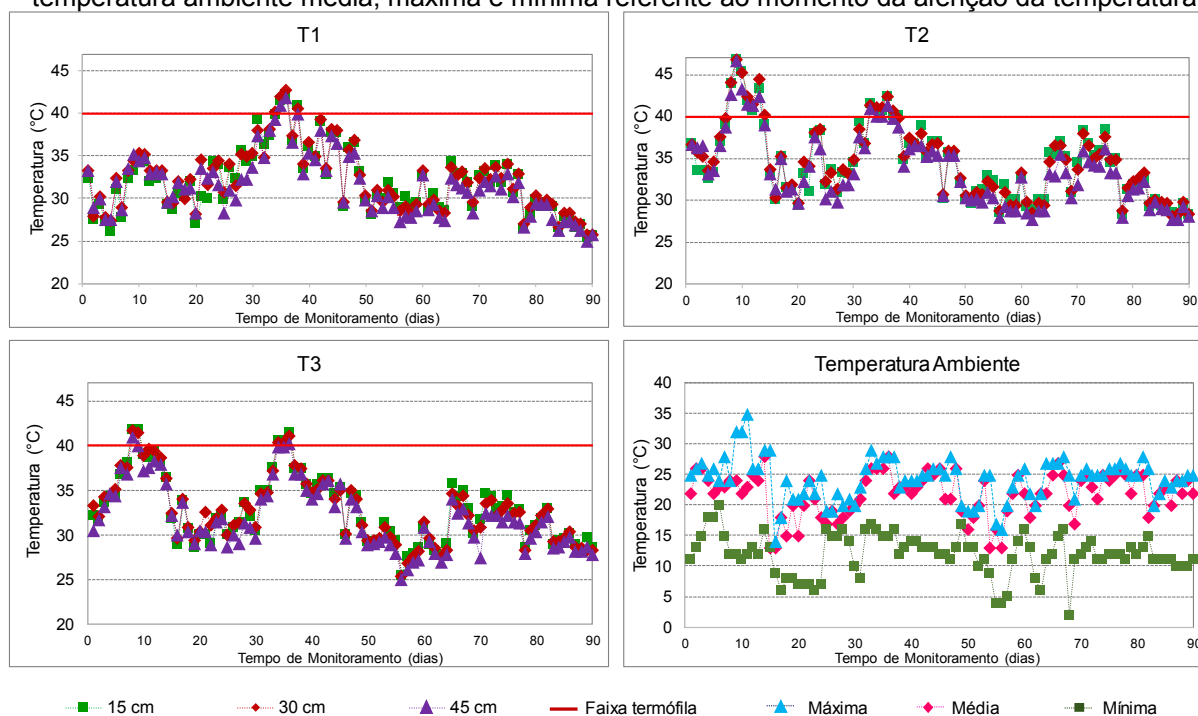
O experimento foi conduzido no período de 9 de maio de 2020 a 6 de setembro de 2020, com duração total de 90 dias, nos quais, com exceção da temperatura, todos os parâmetros evoluíram de acordo com o esperado para o processo, considerando as limitações apresentadas durante a execução do experimento (Item 4.4.2.3).

5.3.2.1.1 Temperatura

Considerado por Dal Bosco *et al.* (2017) como um dos principais parâmetros da eficiência do processo, a temperatura apresentou comportamento distinto para cada tratamento. As temperaturas registradas nas leiras podem ter sofrido influência das condições externas. As temperaturas ambientes, máximas e mínimas diárias foram verificadas *in loco*, sendo aferidas no momento da medição da temperatura das

leiras. Os dados obtidos neste monitoramento podem ser observados na Figura 42, assim como, o comportamento da temperatura verificada em cada um dos níveis de profundidade dos tratamentos (15 cm, 30 cm e 45 cm), representados pela média de cada nível, composta pelos três pontos verificados na lateral direita, centro e lateral esquerda das leiras.

Figura 42 - Temperatura média verificada nos níveis de 15 cm, 30 cm e 45 cm de profundidade; e temperatura ambiente média, máxima e mínima referente ao momento da aferição da temperatura



T1 (RP+RG - 2,5:1); T2 (RP+RG+LAS - 1,8:0,7:1); T3 (RP+RG+LAS - 0,9:0,6:1)

Fonte: o Autor (2021)

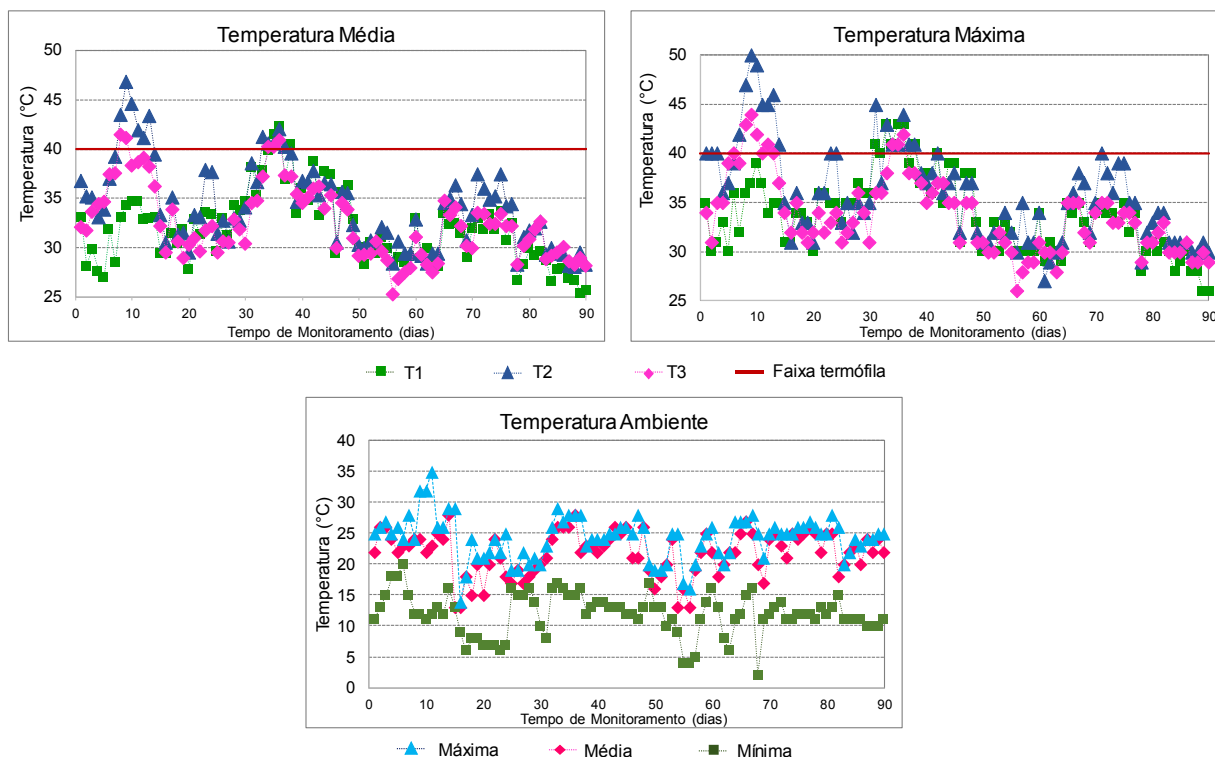
Como sugerido por Scoton (2020), leiras com pequenas dimensões apresentam dificuldade de elevar a temperatura e mantê-la. As leiras estudadas apresentaram volumes iniciais pouco maiores que 1m^3 , consideradas pequenas de acordo com Kiehl (1985). Além das dimensões reduzidas, as leiras sofreram com períodos de temperaturas baixas, próximas a 5°C a partir do 16º dia de monitoramento, quando a temperatura das leiras deveria elevar-se ao seu maior patamar. Mesmo com a utilização de lonas plásticas, na tentativa de manter a temperatura elevada, as leiras apresentaram reduções drásticas nesse parâmetro. Apesar de o experimento ter sido conduzido em um local coberto, a ventilação era possibilitada, permitindo a circulação do ar mais frio nos tratamentos.

Fernandes e Silva (1999) relatam que caso ocorra a redução da temperatura nas leiras na fase de aquecimento, devido a fatores externos, como períodos de frio intenso ou infiltração pluviométrica, dificilmente o tratamento retorna ao patamar ideal de temperatura. Mesmo com a temperatura reduzida, o processo tende a continuar, no entanto, apresenta maior lentidão (DAL BOSCO *et al.*, 2017).

Em relação aos níveis de profundidade das leiras (15, 30 e 45 cm), as temperaturas mais elevadas foram verificadas nos níveis de 15 e 30 cm de profundidade (superior e médio, respectivamente) para todos os tratamentos. No entanto, as variações entre os níveis não foram superiores a 4°C.

As temperaturas médias de cada tratamento, assim como a temperatura ambiente, aferida no momento das medições são apresentadas na Figura 43. A média é representativa aos nove pontos verificados em cada tratamento. A figura apresenta também, os valores máximos verificados em cada dia para cada tratamento. De modo geral, são referentes à temperatura do centro da leira ao nível de 30 cm, sendo representativa da parte central do processo, na qual ocorrem as menores trocas de temperatura com o ambiente externo e maior aquecimento do volume em tratamento.

Figura 43 - Temperaturas médias e máximas verificadas nos tratamentos



T1 (RP+RG – 2,5:1); T2 (RP+RG+LAS - 1,8:0,7:1); T3 (RP+RG+LAS - 0,9:0,6:1)

Fonte: o Autor (2021)

Por característica, o resíduo vegetal apresenta reduzida velocidade de degradação, aliado ao lodo anaeróbio já estabilizado, sugeriu-se que o processo apresentasse uma tendência de pouca elevação da temperatura, fato que foi confirmado.

Em relação à elevação da temperatura, o T2 e T3 apresentaram incremento no início do processo. O T2 apresentou a maior temperatura média, 47°C, no 9° dia de monitoramento. O T3 apresentou a maior temperatura média ao 8° dia de monitoramento, com 42°C. O tratamento T1, composto apenas por resíduos vegetais (RP+RG), não apresentou elevação da temperatura no início do processo, em que sua maior temperatura média foi apenas ao 36° dia, com 43°C.

No 14° e 15° dia de monitoramento, verificou-se a infiltração de água pela base das leiras, ocasionada por um período de intensas precipitações. Desse modo, foram utilizados revolvimentos para reduzir a umidade das leiras e garantir as condições adequadas ao desenvolvimento do processo (NUNES, 2009). No entanto, o mesmo período foi acometido por reduções drásticas de temperatura ambiente, o que ocasionou a redução da temperatura dos tratamentos.

Os tratamentos, por estarem expostos às condições do ambiente, as condições relatadas de granulometria, dimensão das leiras e as características do resíduos utilizados, apresentaram dificuldades quanto à elevação da temperatura. Bai *et al.* (2020), realizando seus experimentos de compostagem em reatores de 70 litros, utilizando efluente da DA de palha de arroz, sobras de alimentos, esterco bovino e palha de arroz *in natura*, verificaram temperaturas superiores a 50°C já no primeiro dia de ensaio.

Em processo de compostagem em leiras, a dinâmica de aquecimento difere da verificada em reatores. Meng *et al.* (2019), utilizando efluente de DA de milho, em mistura com resíduo da produção de cogumelo e dejetos suíno, relataram temperaturas acima de 50°C apenas próximo ao 10° dia de monitoramento de sua leira, dimensionada em 5 m de comprimento, 2 m de largura e 1 m de altura. As dimensões da leira podem ter colaborado para os autores terem conseguido temperaturas elevadas. O mesmo fato não foi verificado no presente estudo, no qual as leiras com dimensões reduzidas não seguiram o perfil típico de aquecimento.

Os tratamentos T2 e T3 apresentaram temperaturas médias acima de 40°C, chegando a fase termófila (FERNANDES e SILVA, 1999), somente após o 8° dia de monitoramento, permanecendo por três dias para o T3 e cinco dias para o T2. O T1

atingiu a fase termófila apenas no 30º dia de monitoramento. Para Fernandes e Silva (1999) a temperatura da leira deve permanecer na fase termófila de 5 a 15 dias, para garantir que possíveis microrganismos patogênicos sejam eliminados do composto. Para o T1, a demora excessiva na elevação da temperatura, além de dimensões baixas e granulometria inadequada, pode ter sido ocasionada pela elevada relação C/N inicial do tratamento. Tal fato ressalta a necessidade da presença de nitrogênio ao processo em concentrações adequadas (FERNANDES; SILVA, 1999).

Em relação às temperaturas máximas, o T2 apresentou a máxima verificada, 50°C, 3°C acima da média. A diferença justifica-se devido o valor médio ser composto pelos nove pontos aferidos da leira, sendo que a base e as extremidades laterais apresentaram menores temperaturas devido à troca de calor com o ambiente externo. Para os demais tratamentos, verificou-se a mesma situação. A temperatura máxima de T3 foi 44°C, 2°C acima da média. Para o T1 a temperatura máxima foi 43°C, idêntica a temperatura média verificada no dia (36º). As temperaturas verificadas nos nove pontos analisados do T2 ao 9º dia de monitoramento (dia de maior temperatura do tratamento), identificando o perfil da temperatura na leira e a diferença térmica das laterais para o centro da pilha em processamento, são apresentadas na Tabela 22.

Tabela 22 - Temperaturas aferidas no T2 ao 9º dia de monitoramento

Profundidade (cm)	Temperatura da leira (°C)		
	Lateral	Centro	Lateral
15	48	49	47
30	48	50	48
45	47	48	47

Fonte: o Autor (2021)

A temperatura mais elevada, 50°C, verificada no T2 ao 9º dia de monitoramento ficou aquém dos valores citados na literatura. Veras *et al.* (2020), em sistemas de comparação de leiras estáticas e aeradas com resíduos vegetais e lodo de esgotamento sanitário verificaram 64 e 59°C, respectivamente. Sun *et al.* (2017) conseguiram manter a temperatura do processo acima de 50°C, mesmo com temperatura ambiente baixa, na faixa de 10°C. Os autores sugerem como medida para superar as baixas temperaturas, a inoculação de microrganismos adaptados à temperatura a qual serão expostos.

Com o decorrer do processo, a temperatura da compostagem tende a reduzir. Segundo Nunes (2009), com a redução da disponibilidade de STV para serem

metabolizados, a atividade microbiológica reduz, conseqüentemente a temperatura do processo regride. Os tratamentos começaram a apresentar temperaturas próximas a temperatura ambiente após o 50° dia do monitoramento, indicando a redução da atividade microbiológica. Para Teixeira *et al.* (2002), com o processo chegando ao fim, a temperatura tende a se manter próxima a temperatura ambiente, indicando que o composto está estabilizado.

Ressalta-se que a granulometria das partículas (adotada visando atender as condições reais do resíduo gerado no campus) fora dos padrões indicados pela literatura; o tamanho e volume das leiras que podem ter sido insuficientes para manutenção da temperatura interna do processo; e a queda drástica da temperatura ambiente, podem ter colaborado para que temperatura não atingisse os patamares considerados ideais.

5.3.2.1.2 pH e Condutividade elétrica

Os valores referentes ao pH e a condutividade elétrica (CE) durante o monitoramento são apresentados na Tabela 23.

Tabela 23 - Evolução dos parâmetros pH e condutividade elétrica durante o monitoramento

Parâmetro	Tratamento	Tempo de monitoramento (dias)							
		Início	3	15	30	45	60	75	90
pH	T1	7,20	7,38	7,26	7,29	7,02	7,26	7,30	7,17
	T2	7,54	7,88	7,31	7,47	7,12	7,33	6,96	7,26
	T3	7,56	8,13	7,21	7,27	7,04	7,78	7,04	7,08
CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	T1	717	720	489	518	525	616	666	670
	T2	995	820	680	684	788	845	717	939
	T3	1388	1020	862	881	973	1018	976	1210

T1 (RP+RG – 2,5:1); T2 (RP+RG+LAS - 1,8:0,7:1); T3 (RP+RG+LAS - 0,9:0,6:1); CE = condutividade elétrica

Fonte: o Autor (2021)

O pH do processo da compostagem deve se manter em valores próximos a neutralidade (MARAGNO *et al.*, 2007), o que garante condições adequadas para a atividade microbiológica. Scoton (2020) relata que no início do processo é comum que o pH atinja valores levemente ácidos, impulsionado pela elevada atividade microbiológica. Para todos os tratamentos, os valores de pH mantiveram-se sem grandes variações, permanecendo acima ou próximos a 7.

Os valores de pH do T1 foram os que apresentaram menores variações, com leves oscilações, mas sempre próximos a neutralidade. O maior valor identificado no pH (7,38) foi no 3° dia de monitoramento, quando foi realizado o rearranjo da leira com a união das duplicatas do mesmo tratamento. Os tratamentos T2 e T3 também apresentaram os maiores valores de pH neste dia (7,88 e 8,13, respectivamente). Após este período, os valores de pH permaneceram estáveis, próximos a 7, o que segundo Dal Bosco *et al.* (2017) garante as melhores condições para a proliferação microbiana.

A partir do 75° dia de monitoramento não foram verificadas alterações significativas no pH dos tratamentos. Ao final do processo, os valores de pH apresentaram ligeira variação, finalizando o processo na faixa de neutralidade, com pH de 7,27, 7,16 e 7,08 para T1, T2 e T3, respectivamente. Os valores verificados permaneceram durante todo o processo dentro da faixa de 6,7 a 9,0, citados por Meng *et al.* (2019) como suportável para a atividade microbiana.

Tambone *et al.* (2015) testaram a compostagem de cinco diferentes efluentes da DA que tratavam misturas de dejetos de suínos, culturas energéticas e resíduos agroindustriais em diferentes proporções. A faixa de pH final dos compostos verificada pelos autores variou entre 5,82 e 8,48. Os valores de pH verificados no presente estudo, estiveram mais próximos a neutralidade que os verificados pelos autores. Meng *et al.* (2019), na compostagem de efluente de DA de milho com resíduo do processamento de cogumelo e esterco de porco, verificaram variações no pH, no qual o valor verificado pelos autores ao fim do processo foi de 7,2, próximo ao pH verificado no presente estudo em ambos os tratamentos.

Para a CE, no início do experimento foram identificados valores mínimos de 484, 680 e 862 $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ para T1, T2 e T3, respectivamente, no 15° dia de monitoramento. A maior CE nos tratamentos T2 e T3 pode ser explicada devido à utilização do LAS, proveniente da digestão anaeróbia de resíduos alimentares e que pode apresentar quantidades significativas de sais, como indicado pela caracterização do LAS (Item 4.4.2.2).

No decorrer do processo foram verificadas reduções nos valores da CE, até o 30° dia de monitoramento, o que indica a redução das concentrações de sais, possivelmente ocasionada pela adição de água para manter a umidade necessária ao processo. Após o 45° dia de monitoramento os valores de CE elevaram-se, indicando a mineralização do composto, o que resulta em uma maior concentração de sais e

elevação dos níveis de CE. O T1 não apresentou a mesma dinâmica, devido ao tratamento em questão não ter adição de LAS na sua composição. Após este período, até o fim do experimento, os valores de CE para os tratamentos T2 e T3 apresentaram elevação, com valores de 939 e 1.210 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivamente, no fim do processo.

O T1 apresentou elevação na CE apenas ao 90º dia, o que indica que a redução da concentração de carbono foi retardada pela elevada relação C/N inicial (CARNEIRO *et al.*, 2012). A CE está relacionada à presença de sais, assim, os baixos valores identificados para T1 são devido a não utilização de LAS nesse tratamento.

Tambone *et al.* (2015) relatam valores finais de CE entre 1.190 e 2.415 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Meng *et al.* (2019) verificaram valores superiores a 4.000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no composto final, no entanto, no início do processo, a CE já era superior a 5.000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, devido às características dos substratos utilizados. Os autores relataram queda na CE no início do processo, justificada devido à volatilização da amônia e precipitação de sais minerais. Os autores verificaram ao longo do processo a elevação do parâmetro, o que ocorreu provavelmente devido à decomposição da matéria orgânica e perda de água por evaporação, resultando na redução de massa úmida. Assim como exemplificado por Meng *et al.* (2019), no presente estudo, verificou-se a redução dos valores de CE no início do processo, e posterior elevação com o decorrer da compostagem.

5.3.2.1.3 Umidade

A umidade verificada no decorrer do monitoramento é apresentada na Tabela 24. A avaliação gravimétrica do parâmetro ocorreu semanalmente, preferencialmente as segundas-feiras. No entanto, a verificação manual da umidade, com sugerido por Nunes (2009), ocorreu diariamente no momento da verificação do parâmetro temperatura, e, quando necessário, foi realizada a correção da umidade das leiras com a adição de água. Ressalta-se que o material coletado para cada análise gravimétrica poderia já estar sobre influência de correção de umidade realizada anterior a esta análise.

Tabela 24 - Comportamento da umidade nas leiras de compostagem

Parâmetro	Tratamento	Tempo de monitoramento (dias)												
		3	10	18	24	31	38	44	52	59	66*	73	80	90
Umidade (%)	T1	56,8	63,4	58,8	52,8	60,7	43,5	53,7	51,7	44,4	70,7	60,9	59,5	52,0
	T2	53,2	62,2	53,3	59,4	65,2	58,7	53,1	56,4	46,3	78,8	61,7	55,6	58,1
	T3	57,8	64,0	62,8	65,3	61,8	60,9	58,4	62,6	57,1	79,6	60,2	56,1	56,0

*correção da umidade por revolvimento. T1 (RP+RG – 2,5:1); T2 (RP+RG+LAS - 1,8:0,7:1); T3 (RP+RG+LAS - 0,9:0,6:1)

Fonte: o Autor (2021)

A umidade do processo de compostagem deve ser mantida entre 50 e 60%. Em casos de umidade excessiva, acima de 65%, o processo pode ser conduzido à anaerobiose. Em situações de umidade insuficiente, abaixo de 45%, a atividade microbiológica pode ser restringida (PEREIRA NETO, 1996; FERNANDES e SILVA, 1999; DAL BOSCO *et al.*, 2017; SCOTON, 2020). Sendo assim, é fundamental que o processo de compostagem ocorra em condições ideais de umidade.

Quando identificada a necessidade de elevar a umidade das leiras, foi realizada a correção deste parâmetro através de regas. Cada rega inseria aproximadamente 10 L de água, sendo adicionado volumes maiores de acordo com o verificado no momento da correção, através do apalpamento de uma porção do material já homogeneizado após a adição da água. O T1 apresentou a maior demanda desse tipo de correção. A quantidade de LAS inserido no T3 contribuiu para que o mesmo apresentasse maior capacidade de retenção de água, sendo necessária à correção da umidade de forma reduzida, em relação aos demais tratamentos.

Quando foi verificada umidade excessiva em alguma das leiras, ou em todas, foram realizados revolvimentos para reduzir o teor de umidade, como no caso verificado durante a 10ª semana, 66º dia. A adição de água para corrigir a umidade foi excessiva, apresentando a necessidade de revolver o material para permitir maior evaporação, como sugerido por Nascimento (2017).

Realizando intervenções como o revolvimento, cobertura com lona e correção da umidade, buscou-se garantir as condições adequadas de umidade para que o processo se desenvolvesse de forma estável (DAL BOSCO *et al.*, 2017).

5.3.2.1.4 STV e STF

Os percentuais de STV e STF presentes no composto foram variáveis de acordo com o tempo do processo. Percentualmente, em processos estabilizados a concentração de STF se eleva em relação a de STV, indicando redução do material orgânico disponível para metabolização. A evolução percentual de STV e STF é apresentado na Tabela 25.

Tabela 25 - Evolução dos percentuais de STV e STF durante o experimento de compostagem

Parâmetro	Tratamento	Tempo de monitoramento (dias)						
		Início	15	30	45	60	75	90
STF (%)	T1	7,1	7,6	7,8	12,1	16,1	19,1	21,3
	T2	7,0	8,0	8,6	17,3	18,9	21,1	22,3
	T3	7,5	8,0	9,6	17,1	19,8	20,5	21,4
STV (%)	T1	92,9	92,4	92,2	87,9	83,9	80,9	78,7
	T2	93,0	92,0	91,4	82,7	81,1	78,9	77,7
	T3	92,5	92,0	90,4	82,9	80,2	79,5	78,6

T1 (RP+RG – 2,5:1); T2 (RP+RG+LAS - 1,8:0,7:1); T3 (RP+RG+LAS - 0,9:0,6:1)

Fonte: o Autor (2021)

No início do experimento, os percentuais de STV para todos os tratamentos estiveram acima de 90% (92,9% para T1, 93,0% para T2 e 92,5% para T3). Estes percentuais permaneceram quase inalterados até o 30° dia, quando foram identificadas variações nas amostras analisadas. Ao mesmo tempo, as concentrações de STF começaram a se elevar, indicando redução na concentração de carbono. Para os percentuais de STV do T3, verificou-se uma redução para 90,4%, elevando o percentual de STF para 9,6%. Para os tratamentos T1 e T2 não foram verificadas alterações no 30° dia de experimento.

Maiores variações foram identificadas a partir do 45° dia, quando o T1 apresentou redução dos percentuais de STV para 87,9%, o T2 para 82,7% e o T3 para 82,9%. Deste modo, os percentuais de STF evoluíram para 12,1%, 17,3% e 17,1% para T1, T2 e T3, respectivamente, mantendo a tendência de redução do STV e elevação do STF. Ao fim do experimento, T1, T2 e T3 apresentaram concentrações de STV de 21,3%, 22,3% e 21,4%, respectivamente.

Rawoteea *et al.* (2017), compostando resíduos vegetais em sistemas de reatores de caixa, verificaram elevadas variações de STV em seus tratamentos. Testando três condições, os autores verificaram que os valores de STV nos

tratamentos foram de 81,7%, 71,1% e 84,2% no início do processo, reduzindo para percentuais finais de 57,1%, 61,8% e 71,6%, respectivamente.

Os valores elevados de STV sugerem a estabilização do composto. Os valores corroboram com os demais indicadores, CE e temperatura, indicando a estabilização do processo. Dal Bosco *et al.* (2017) enfatizam que não é correto considerar o processo estabilizado com base em apenas um parâmetro, devendo ser considerados três ou mais.

5.3.2.1.5 Carbono, Nitrogênio e Relação C/N

A evolução temporal das concentrações de C, N e da relação C/N estão descritas na Tabela 26.

Tabela 26 -Valores para os parâmetros Carbono Orgânico, Nitrogênio Total e Amoniacal e Relação C/N durante os 90 dias de condução do experimento de compostagem

Parâmetro	Tratamento	Tempo de monitoramento (dias)						
		Início	15	30	45	60	75	90
Carbono Orgânico (g.Kg ⁻¹)	T1	392,2	207,7	228,0	225,9	212,7	175,7	209,7
	T2	405,5	219,3	216,2	215,4	197,0	168,0	181,1
	T3	375,5	234,9	217,7	191,5	168,8	175,7	192,3
Nitrogênio total – NKT (g.Kg ⁻¹)	T1	6,0	5,2	7,2	8,2	7,9	6,4	8,5
	T2	9,3	8,0	8,5	9,5	12,4	12,2	12,2
	T3	12,2	11,7	12,7	11,6	16,0	11,0	13,6
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₄) (g.Kg ⁻¹)	T1	0,14	0,75	0,25	0,18	0,18	0,20	0,15
	T2	0,25	1,14	0,25	0,18	0,21	0,28	0,16
	T3	0,32	0,99	0,24	0,22	0,26	0,25	0,17
Relação C/N	T1	65,0	40,1	31,8	27,7	27,0	27,6	24,7
	T2	43,7	27,5	25,6	22,7	15,9	13,8	14,8
	T3	30,7	20,1	17,1	16,5	15,6	16,0	14,1

T1 (RP+RG – 2,5:1); T2 (RP+RG+LAS - 1,8:0,7:1); T3 (RP+RG+LAS - 0,9:0,6:1

Fonte: o Autor (2021)

As concentrações de carbono, assim como os percentuais de STV (Tabela 25), apresentaram retração ao final dos 90 dias de compostagem, quando comparados aos valores iniciais. No início do processo, foram verificadas concentrações de carbono de 392,2 g.kg⁻¹, 405,5 g.kg⁻¹ e 375,5 g.kg⁻¹, respectivamente para T1, T2 e T3. Decorridos 90 dias de processamento as concentrações reduziram para 209,7 g.kg⁻¹, 181,1 g.kg⁻¹ e 192,3 g.kg⁻¹, respectivamente. A redução do carbono está ligada a degradação da matéria orgânica

e redução dos STV, resultado da atividade microbiológica de degradação aeróbia (VIG *et al.*, 2011).

Para o NKT, em todos os tratamentos testados verificou-se acréscimo nas concentrações ao longo do processo. Inicialmente as concentrações do elemento foram de 6,0 g.kg⁻¹, 9,3 g.kg⁻¹ e 12,2 g.kg⁻¹, para os tratamentos T1, T2 e T3 respectivamente. Após 90 dias de processamento, as concentrações se elevaram para 8,5 g.kg⁻¹, 12,2 g.kg⁻¹ e 13,6 g.kg⁻¹, respectivamente.

Os acréscimos verificados nas concentrações de NKT para todos os tratamentos, de acordo com Kiehl (1985) está relacionado com a mineralização da matéria orgânica. Chikae *et al.* (2006) relataram acréscimos nos percentuais de nitrogênio total nos experimentos de compostagem de resíduos alimentares e resíduos vegetais. Inicialmente o ensaio dos autores conduzido em leiras aeradas tinham percentuais de 1,58%, finalizando o ensaio após 130 dias com 2,6% de nitrogênio.

O N está relacionado com os valores de pH do processo. MASSUKADO (2008) relata que ocorrem perdas de nitrogênio em pH acima de 9,5 devido à transformação do íon amônio (NH₄⁺) em amônia (NH₃). Para o atual estudo, o maior valor de pH verificado foi 8,13, no T3 ao 3° dia de monitoramento, quando ocorreu a união das duplicatas. Assim, sugere-se que a volatilização de parte do nitrogênio em forma de amônia foi baixa, auxiliando na permanência do nutriente no composto. Zhang *et al.* (2013) utilizaram adições de açúcar ou carbonato de cálcio para adequar o pH do processo, relatando assim a redução da volatilização da amônia nos tratamentos que tiveram o pH reduzido à neutralidade pela adição dos materiais.

As concentrações de N-NH₄ variaram ao longo do monitoramento, sendo os maiores valores identificados aos 30 dias do processo, com valores entre 0,24 g.kg⁻¹ e 0,25 g.kg⁻¹. Após esse período verificou-se reduções nas concentrações finalizando o processo entre 0,15 g.kg⁻¹ e 0,17 g.kg⁻¹. Os acréscimos verificados nas concentrações de N-NH₄ na parte inicial do processo, podem estar relacionados à liberação de amônia livre (NH₃). Zhang *et al.* (2013) citam que a liberação de NH₃ pode ter relação com a elevação do pH. Assim, no presente estudo, verificou-se elevações no pH do processo em relação ao 30° dia (Tabela 23) quando ocorreram os acréscimos de concentração de nitrogênio amoniacal.

Com a elevação observada no pH aos 45 dias de processo, verificou-se a redução da concentração do nitrogênio amoniacal, o que segundo Jumnoodo e

Mohee (2011) ocorre devido os valores de pH elevado inibirem a atividade microbiológica, diminuindo a absorção de $N-NH_4$ e resultando na volatilização da amônia. Zhang *et al.* (2013) relatam a ocorrência de reduções no pH do processo de compostagem e sugerem que o fato se deu devido a volatilização do íon amônio nas leiras, assim como sugere-se a ocorrência no atual estudo.

Quanto à relação C/N, baixos valores podem ser considerados como indicativo de estabilidade no processo (DAL BOSCO *et al.*, 2017). É indicado que o processo de compostagem seja iniciado com elevadas concentrações de carbono e concentrações de nitrogênio suficientes para equilibrar a relação C/N em valores próximos a 30.

O T1 apresentou a maior relação C/N inicial, com 64,9. Valores elevados de relação C/N podem ocasionar a inibição da atividade microbiana devido à insuficiência de nitrogênio, que em baixas concentrações inibem a atividade microbiológica, responsável por sintetizar as proteínas (FERNANDES e SILVA, 1999). O T2 apresentou relação C/N de 43,3, valor acima do indicado, mas que permitiria que a atividade microbiana fosse realizada sem prejuízos. Para o T3, a relação C/N inicial foi de 30,6. Fourti (2013) afirma que se a relação C/N estiver fora da faixa ótima, a compostagem prossegue lentamente. Segundo o autor, o excesso de carbono é convertido em CO_2 , ou o excesso de nitrogênio é convertido em amônia, até que o equilíbrio correto seja restaurado, o que retarda a degradação, elevando o tempo necessário para estabilização do processo.

Após o início do processo, a atividade microbiológica degradou rapidamente a fração mais volátil da matéria orgânica, reduzindo os percentuais de STV e consequentemente, os teores de carbono. No 15° dia de monitoramento foram verificadas reduções significativas da concentração de carbono para todos os tratamentos o que, consequentemente, reduziu a relação C/N para 40,0 no T1, 27,5 no T2 e 20,1 no T3.

Ao 45° dia de monitoramento, a relação C/N do tratamento T3 foi de 16,51, enquanto os demais tratamentos mantiveram suas relações superiores a 20. Dal Bosco *et al.* (2017) consideram que valores de relação C/N próximo a 10 indicam a estabilidade do processo. Meng *et al.* (2020), iniciaram seu processo de compostagem com relação C/N na faixa de 25 a 30, considerada pelos autores como ideal para o suprimento adequado dos compostos. Ao final do processo, os autores relatam

relação C/N de 13,5, próximas a 12, considerada como indicativo de um bom grau de maturidade do composto (FOURTI, 2013).

No 60° dia de monitoramento, os tratamentos T2 e T3 apresentaram poucas variações quanto a relação C/N com 15,8 e 15,5 para T2 e T3, respectivamente. O T1 apresentou relação C/N superior a 20. Ao 90° e último dia do processo, a relação C/N final dos tratamentos foi 24,67, 14,85 e 14,14 para T1, T2 e T3, respectivamente. Heck *et al.* (2013) em compostagem de RSO, RP e lodo de esgoto, verificaram relação C/N 4, quando julgaram o processo finalizado, valor bem inferior ao verificado nos tratamentos estudados.

5.3.2.2 Estabilidade do composto

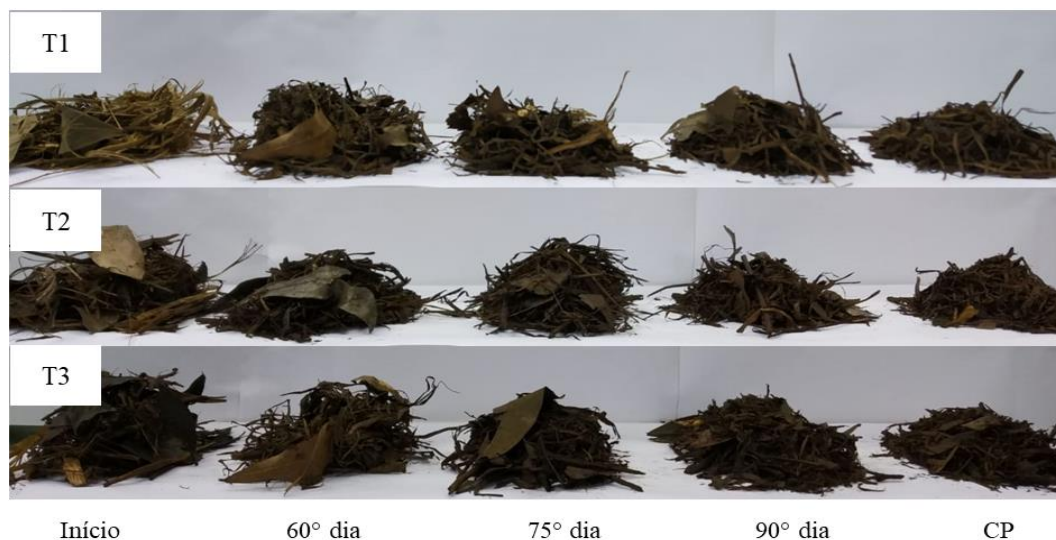
Vários são os fatores que podem ser levados em consideração para se julgar um composto estabilizado. Relação C/N, percentual de STF, temperatura, pH e CE são os mais usuais (FERNANDES e SILVA, 1999). Aliados a esses parâmetros, também pode se julgar o composto estabilizado por meio da identificação visual do aspecto do composto, ou olfativa, sendo que o composto estabilizado apresenta odor característico de bolor ou terra molhada (DAL BOSCO *et al.*, 2017).

Em relação a temperatura, Tiquia (2005) considera o composto estabilizado quando as temperaturas se igualam ou se aproximam da temperatura ambiente. Os tratamentos apresentaram redução na temperatura e pouca variação em relação à temperatura ambiente a partir do 78° dia, quando a variação se manteve inferior a 10°C na maioria dos dias.

Para a relação C/N, Fourti (2013) considera estabilizados os compostos com relação C/N inferior a 12. Os tratamentos não apresentaram valores abaixo de 12 para a relação C/N durante a condução do experimento. No entanto, após o peneiramento dos tratamentos, todos apresentaram relação C/N inferior a 10 (Item 5.3.2.4). Esse fato se deve à retirada de parte do material não degradado, constituído majoritariamente por galhos triturados que não se degradaram, conseqüentemente, material com elevada concentração de C.

Quanto à percepção visual do composto estabilizado, as imagens (Figura 44) demonstram a evolução do aspecto visual do composto no decorrer do período de monitoramento.

Figura 44- Evolução do aspecto visual das leiras durante o monitoramento



T1 (RP+RG – 2,5:1); T2 (RP+RG+LAS - 1,8:0,7:1); T3 (RP+RG+LAS - 0,9:0,6:1), CP: composto peneirado

Fonte: o Autor (2021)

Como verificado na Figura 44, para os tratamentos T2 e T3, percebe-se que no 75° dia de monitoramento, os compostos apresentam aspecto escurecido e redução nas partículas, quando comparados visualmente ao 60° dia. Os tratamentos T2 e T3 mantiveram o mesmo aspecto no 90° dia, indicando que não ocorreram grandes mudanças no aspecto visual dos tratamentos. Apenas quando se observa o composto peneirado (CP) é possível identificar diferenças visuais.

Para o tratamento T1, percebem-se diferenças visuais no composto para todos os tempos indicados, sendo o 90° dia o mais próximo visualmente dos demais tratamentos, sugerindo que a estabilização do T1 ocorreu apenas no 90° dia. Ao associar o indicativo visual à relação C/N elevada neste tratamento, constata-se que o T1 não chegou à estabilização durante os 90 dias de processo, demandando um tempo superior ao avaliado.

Segundo Nascimento (2017) a forma mais segura de determinar se um composto está estabilizado e maturado é através de ensaios de fitotoxicidade. Por meio destes ensaios é possível verificar se o composto, quando utilizado para agricultura, tem potencial de causar efeitos tóxicos às plantas. Além da fitotoxicidade é fundamental que o composto seja submetido a uma análise agrônômica para verificação das concentrações de macro e micronutrientes, além de possíveis elementos tóxicos. A utilização desse composto para a agricultura fica restrito ao

atendimento das exigências da Resolução MAPA 61/20, que estabelece os parâmetros a serem cumpridos para utilização agrícola de compostos orgânicos.

5.3.2.3 Balanço de massas

A degradação dos substratos da compostagem ocasiona a redução dos volumes das leiras assim como a massa total do tratamento (KARAK *et al.*, 2016). A verificação da massa resultante do processo em comparação com a massa inicial permite identificar o rendimento na produção do composto final. Para que este seja de fácil manuseio e apto a utilização é necessário realizar o peneiramento do substrato final para a retirada de partes do material que não foram degradadas totalmente (TEIXEIRA *et al.*, 2002).

Compostos estabilizados apresentam reduções de massa seca entre 40 e 60%, em relação à massa seca inicial (ORRICO *et al.*, 2007). Fatores físicos como granulometria inadequada no início do processo, podem ocasionar variações nos percentuais de redução da massa seca no composto estabilizado. Os resultados gravimétricos dos tratamentos no início e final do processo, assim como os valores obtidos com peneiramentos das leiras estão descritos na Tabela 27.

Tabela 27 - Variação gravimétrica e rendimento do composto final para os tratamentos T1, T2 e T3

Variação gravimétrica dos tratamentos				
Tratamento	Peso Inicial em massa seca (kg)		Peso Final em massa seca (kg)	Redução de massa (%)
T1	81,8		58,6	28,3
T2	86,1		62,1	27,8
T3	65,4		43,8	33,2
Rendimento do composto final				
Tratamento	Peneiramento com abertura de malha de 25 mm		Rendimento de composto (kg)	Rendimento específico (kg kg ⁻¹)
	Retidos (%)	Passante (%)		
T1	29,7	70,3	41,19	0,503
T2	27,2	72,8	45,20	0,524
T3	27,2	72,8	31,88	0,487

T1 (RP+RG – 2,5:1); T2 (RP+RG+LAS - 1,8:0,7:1); T3 (RP+RG+LAS - 0,9:0,6:1)

Fonte: o Autor (2021)

Todos os tratamentos apresentaram redução de massa seca próxima a 30%, sendo o T3 o tratamento que apresentou maior percentual de redução, de 33,2%. A

granulometria irregular utilizada no início do processo pode ter sido um fator preponderante na baixa redução de massa verificada nos tratamentos.

Com o composto peneirado em peneira de teste, com abertura de malha de 25 mm, foram calculados os rendimentos dos tratamentos, assim como os rendimentos específicos (Tabela 27), nos quais se obtém a produção do composto por massa de substrato adicionada ao início do processo. Todos os tratamentos apresentaram rendimento do composto superior a 70%. O T2 e o T3 apresentaram os melhores resultados, ambos os tratamentos obtiveram 72,8% de sua massa passando pela malha da peneira, enquanto no T1, o percentual passante foi de 70,3%. Em relação ao rendimento específico, o T2 apresentou maior rendimento com 0,524 kg kg⁻¹, enquanto o T3 e o T1 apresentaram rendimentos de 0,487 e 0,503 kg kg⁻¹, respectivamente.

Segundo Teixeira *et al.* (2002), o material resultante do processo de compostagem que não apresentou degradação satisfatória, deve ser retornado a um novo processo de compostagem. Além de permitir a sua degradação, a utilização do residual de um processo em outro, eleva o material não degradado a condição de inoculador do novo processo, o que segundo Sun *et al.* (2017) pode auxiliar na elevação da temperatura de processo conduzidos em baixas temperaturas.

5.3.2.4 Avaliação da qualidade do composto final

A caracterização do CP após peneiramento em malha de 25 mm é apresentada na Tabela 28.

Tabela 28 - Caracterização do composto final peneirado para os tratamentos T1, T2 e T3

Parâmetros		T1	T2	T3
pH	-	6,63	6,62	6,45
CE	µS cm ⁻¹	675	803	1366
Umidade	%	52,6	50,9	46,5
STV	%	77,4	77,1	77,8
STF	%	22,5	22,9	22,2
C _{orgânico}	g k ⁻¹	121,4	137,2	248,8
NKT	g k ⁻¹	15,2	17,1	21,4
Relação C/N	-	7,9	8,02	6,29
CTC*	mmol _c kg ⁻¹	475,0	630,0	535,0
Relação CTC:C	-	3,92	4,59	2,15

* análise realizada em laboratório externo; T1 (RP+RG – 2,5:1); T2 (RP+RG+LAS - 1,8:0,7:1); T3 (RP+RG+LAS - 0,9:0,6:1); CTC = capacidade de troca catiônica.

Fonte: o Autor (2021)

Os resultados para os parâmetros após o peneiramento apresentaram diferenças quanto aos resultados verificados ao final do processo, 90° dia. A retirada de parte do material vegetal não degradado reduziu a interferência de tais materiais nos parâmetros. Os valores de pH final, próximos a 7,00, foram reduzidos para valores de 6,63, 6,62 e 6,41, para T1, T2 e T3, respectivamente. Os valores verificados de pH para o CP estão de acordo com os valores verificados por Tambone *et al.* (2015) para compostos estabilizados, entre 5,82 e 8,48.

Com comportamento diferente, a CE variou pouco em relação ao composto não peneirado, evidenciando que a maior contribuição em sais estava no material já degradado, principalmente no que se refere ao LAS, verificado com alta concentração de sódio (Tabela 7). A CE em valores elevados pode ocasionar a toxicidade do composto na utilização agrícola (BELO, 2011), são aceitáveis valores até 4.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (TOMÉ JR, 1997 *apud* RIBEIRO, 2018). Os valores verificados para o CP foram inferiores, não apresentando potencial tóxico devido à CE.

A umidade verificada nos compostos peneirados foi ligeiramente inferior ao último dia de monitoramento. De maneira inversa, o percentual de STF se elevou, indicando que o material não degradado possuía elevado percentual de STV, no entanto, difíceis de serem degradados.

Os parâmetros C e N, apesar de no início do processo terem apresentado concentrações que propiciaram uma relação C/N fora da faixa indicada, apresentaram certo equilíbrio após o fim do processo, no CP. As relações C/N dos CP variaram entre 6,29 e 8,02, abaixo de 12 como sugere Fourti (2013) para composto estabilizados.

A capacidade de troca catiônica (CTC) representa a quantidade total de cátions retidos à superfície desses materiais em condição permutável (RONQUIM, 2010), e pode ser utilizada para medir a capacidade que determinado resíduo ou solo tem para reter cátions trocáveis (NASCIMENTO, 2017). Compostos com CTC próximos a 600 $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ podem ser considerados maturados, e quanto maior a CTC, maior a qualidade do composto produzido (SOLANO *et al.*, 2001). O T2 foi o único CP a apresentar CTC superior, sugerindo que o tratamento produziu o melhor composto e com maior nível de maturação. Quanto à relação CTC:C, Roig *et al.* (1988) recomendam o uso dessa relação como índice indicativo do grau de humificação do material. Os autores consideram os compostos com valores acima de 1,7 como

humificados. Todos os compostos apresentaram valores superiores, no qual o T2 apresentou maior relação, 4,59.

É de fundamental importância que o composto pronto apresente um padrão de utilização agrícola. A IN 61/20 exigem que algumas características do composto sejam garantidas. As garantias exigidas para compostos orgânicos sólidos para aplicação no solo, assim como, os valores verificados para os tratamentos estão descritos na Tabela 29. Ressalta-se que as análises foram realizadas com o CP.

Tabela 29 - Garantias exigidas pela IN 61/20 para biofertilizantes sólidos para aplicação no solo

Garantia	Unidade	Composto Sólido	Tratamentos		
			T1	T2	T3
Umidade *	% máx.	20	52,6	50,9	46,5
NKT*	% mín.	0,5	1,52	1,71	2,14
C _{orgânico} *	% mín.	8	12,14	13,72	24,88
CTC *	mmolc.kg ⁻¹ min.	80	475,0	630,0	535,0
pH *	mín.	6,0	6,63	6,62	6,45
Relação C/N	máx.	20	7,99	8,02	6,29
Relação CTC:C	-	**	3,92	4,59	2,15

*análise realizada em laboratório externo; **conforme declarado; T1 (RP+RG – 2,5:1); T2 (RP+RG+LAS - 1,8:0,7:1); T3 (RP+RG+LAS - 0,9:0,6:1);

Fonte: o Autor (2021)

Para as garantias exigidas pela IN, apenas a umidade não cumpriu o exigido. A correção da umidade, no entanto, pode ser realizada sem prejuízos aos demais parâmetros. Devido à origem dos resíduos, os compostos se enquadrariam como Classe A (Item 3.5.2.8), após a correção da umidade.

Verifica-se que as quantidades de LAS adicionadas ao T3 elevaram o percentual de N dos compostos finais, o que sugere que a utilização do lodo na compostagem de resíduos de origem vegetal pode auxiliar na melhora dos parâmetros do composto final, e não apenas na elevação da temperatura e redução do tempo de estabilização do processo. Quanto aos macronutrientes, micronutrientes e contaminantes inorgânicos, os valores limites exigidos pela IN 61/20, assim como os valores verificados nos tratamentos estudados estão descritos na Tabela 30.

Tabela 30 - Valores de macronutrientes, micronutrientes e contaminantes inorgânicos de acordo com a IN 61/20 para fertilizantes orgânicos

Nutriente	Fertilizante orgânico sólido para aplicação no solo			
	Teor Total Mínimo (%)			
	IN 61/20 (MAPA, 2020)	T1	T2	T3
Caracterização Agronômica				
Nitrogênio (N)	1	1,52	1,71	2,14
Fósforo (P)	1	0,24	0,44	0,72
Potássio (K)	1	0,29	0,37	0,36
Cálcio (Ca)	1	1,60	1,71	1,91
Magnésio (Mg)	1	0,26	0,31	0,36
Enxofre (S)	1	0,12	0,17	0,26
Boro (B)	0,01	0,004	0,005	0,004
Cobre (Cu)	0,02	0,008	0,01	0,013
Ferro (Fe)	0,02	0,16	0,18	0,34
Manganês (Mn)	0,02	0,02	0,02	0,041
Molibdênio (Mo)	0,005	ND	ND	0,0002
Sódio (Na)	*	0,03	0,06	0,08
Níquel (Ni)	0,005	0,002	0,002	0,0003
Silício (Si)	0,05	0,01	0,009	0,008
Zinco (Zn)	0,1	0,008	0,01	0,087
Contaminantes Inorgânicos				
Cádmio (Cd)	*	ND	ND	ND
Chumbo (Pb)	*	0,0005	0,0005	0,0008
Cromo (Cr)	*	ND	ND	ND
Cobalto (Co)	0,005	0,0001	0,0001	0,0001

Todas as análises foram realizadas em laboratório externo; * teor mínimo não definido pela IN 61/20. T1 (RP+RG – 2,5:1); T2 (RP+RG+LAS - 1,8:0,7:1); T3 (RP+RG+LAS - 0,9:0,6:1); ND= não detectado.

Fonte: o Autor (2021)

Para os macros e micronutrientes, apenas os percentuais mínimos de N, Ca, Fe e Mn atenderam as garantias mínimas exigidas. Nesse caso, todos os tratamentos apresentaram valores superiores ao mínimo exigido para os nutrientes citados.

Verifica-se que para quase todos os nutrientes o T3 apresentou percentuais mais elevados, em seguida o T2, sendo o T1 o tratamento que apresentou os percentuais dos nutrientes mais baixos. Esse fato reforça a premissa de que a adição do LAS ao resíduo de origem vegetal, nesse experimento, auxiliou na elevação dos teores de nutrientes no composto final.

A quantidade de LAS adicionada mostrou-se insuficiente para garantir que as exigências mínimas fossem cumpridas (Tabela 29). No entanto, percebe-se uma tendência de ganho nutricional do composto final com a adição do lodo ao processo. Maiores quantidades de LAS adicionadas ao tratamento poderiam garantir o cumprimento das exigências nutricionais mínimas da IN 61/20.

Entretanto, devido à elevada umidade do LAS a utilização de maiores proporções do substrato é dificultada, necessitando da realização de um tratamento prévio no lodo para redução do teor de umidade. Nascimento (2017), utilizando lodo de ETE em seus experimentos, realizou o desaguamento do material reduzindo os teores de umidade de 95%, na coleta, para 25%, no momento da utilização. Assim, o autor relata a adição de maiores concentrações de material orgânico sem extrapolar à umidade recomendada do processo (entre 50% e 60%) e garantir a estabilidade das leiras, sendo que o material com elevados teores de umidade pode ser problemático para confecção das leiras.

5.3.3 Etapa III-C – Avaliação estatística da fitotoxicidade dos compostos produzidos

A toxicidade é um fator importante a ser verificado no composto, para evitar problemas que possam ser gerados com sua utilização. A análise fatorial em arranjo 3x3 (3 leiras com diferentes condições e 3 tempos de processamento) avaliou a Taxa de Germinação das sementes - TGS e o Índice de Germinação - IG a partir da interação entre as condições testadas e o tempo de processamento.

Os pressupostos da análise de variância (ANOVA) foram satisfeitos para o fatorial de TGS e IG, sendo que os modelos propostos apresentaram normalidade (Shapiro-Wilk, p-valor > 0,05) e homogeneidade de variância (Breusch-Pagan, p-valor > 0,05) dos resíduos.

Os fatores tratamento, tempo de processamento e suas respectivas interações não apresentaram efeito significativo para TGS e nem para IG ao nível de 5% de significância (p-valor > 0,05) (Tabela 31).

Tabela 31 - Resultados da análise de variância pelo arranjo fatorial 3x3 comparando os tratamentos e o tempos de processamento para a TGS e o IG

Variação	Fator TGS				
	GL	SQ	QM	Fc	p-valor
Tratamento	3	121,1	40,351	0,367	0,777
Tempo	2	3,7	1,852	0,016	0,983
Tratamento:Tempo	4	596,3	149,07	1,356	0,263
Resíduos	47	5,166,7	109,92		
Total	56	5.877,7			

Variação	Fator IG				
	GL	SQ	QM	Fc	p-valor
Tratamento	3	1.549	516,22	0,803	0,498
Tempo	2	844	422,16	0,657	0,522
Tratamento:Tempo	4	1.744	436,02	0,678	0,610
Resíduos	47	30.189	642,32		
Total	56	34.326			

GL: graus de liberdade; SQ: soma de quadrados; QM: quadrado médio; Fc: valor F calculado; TGS = taxa de germinação das sementes; IG = índice de germinação.

Fonte: o Autor (2021)

Os valores médios das triplicatas para cada tratamento, assim como o desvio padrão (DP), para TGS e IG são apresentados na Tabela 32.

Tabela 32 – Resultados médios e desvio padrão do ensaio de Fitotoxicidade para TGS e IG e da análise fatorial dos resultados, considerando os fatores condição e tempo de processamento.

Tratamento	Tempo de monitoramento (dias)	% de E.S.	TGS (%)	IG (%)
Controle	-	A.D	80,00 ± 10,00 Aa	100,00 ± 23,93 Aa
T1	60	100	80,00 ± 10,00 Aa	119,03 ± 20,74 Aa
T2			86,67 ± 5,77 Aa	148,99 ± 20,04 Aa
T3			63,33 ± 5,77 Aa	116,74 ± 20,21 Aa
T1	75	100	86,67 ± 5,77 Aa	126,71 ± 4,08 Aa
T2			70,00 ± 10,00 Aa	107,00 ± 23,32 Aa
T3			80,00 ± 10,00 Aa	133,57 ± 14,70 Aa
T1	90	100	76,67 ± 11,55 Aa	121,50 ± 13,70 Aa
T2			66,67 ± 5,77 Aa	112,43 ± 25,93 Aa
T3			73,33 ± 15,28 Aa	112,23 ± 25,93 Aa

Observação: Letras maiúsculas são referentes ao fator “Tratamento”; Letras minúsculas são referentes ao fator “Tempo de processamento”.

T1 (RP+RG – 2,5:1); T2 (RP+RG+LAS - 1,8:0,7:1); T3 (RP+RG+LAS - 0,9:0,6:1); ES = estrato solúvel; AD = água deionizada; TGS = taxa de germinação das sementes; IG = índice de germinação.

Fonte: o Autor (2021)

A análise estatística fatorial de variância indicou que não há diferença significativa entre as interações dos fatores de variação e os tratamentos testados. Desse modo, pelo fato dos tratamentos não se diferirem estatisticamente da condição controle, considera-se que em nenhum dos tratamentos foi verificada toxicidade.

Assim, considera-se que os compostos gerados nos tratamentos após 60 dias, para todas as condições testadas, poderiam ser utilizados para agricultura sem causar efeitos tóxicos as plantas.

Os maiores percentuais de TGS foram verificados para o T2 aos 60 dias (86,67%), assim como o maior IG (148,99%). Os valores de IG superiores ao do controle em todas as condições testadas excluem o fator de fitotoxicidade dos compostos produzidos (ZUCCONI *et al.*, 1981 apud ZHANG *et al.*, 2013).

Segundo Belo (2011), compostos que apresentam IG superiores a 100% são considerados compostos estimulantes, devido à capacidade de fornecer nutrientes para a germinação das sementes e crescimento das raízes. Portanto, todas às condições testadas podem ser consideradas com fitoestimulantes.

Zhang *et al.* (2013) tratando resíduos de folhas e galhos de árvores, obtiveram IG superiores a 80% no ensaio de germinação de sementes de nabo (*Brassica rapa L.*). Com isso, o autor considerou o composto maturado e livre de fitotoxicidade.

Wang *et al.* (2017) compostando efluente de cervejaria com serragem, analisaram a fitotoxicidade do composto ao longo do processo, verificando valores de IG superiores a 80% já no 12º dia de processamento, indicando ausência de fitotoxicidade. Os autores avaliaram que IG superiores a 110%, conferem capacidades estimulantes ao composto. Assim, o IG almejado foi atingido após 65 dias de processamento em reator com temperatura e umidade controladas automaticamente.

Resguardadas as devidas condições do atual experimento em comparação ao de Wang *et al.* (2017), o tempo de processamento de 60 e 65 dias para o atual estudo e o estudo citado, respectivamente, promoveram IG próximos, sendo para o atual estudo verificado valores entre 116,7 e 148,9%.

Rawoteea *et al.* (2017), testaram o IG para três condições experimentais analisando à compostagem de restos de vegetais, folhas secas, bagaço, esterco de galinha e papel/papelão, verificaram IG inferior a 80% para a condição com menor adição de papelão como material estruturante. As demais condições apresentaram IG superior a 80%. Na condição na qual os autores testaram uma maior participação do papelão na composição do tratamento, o IG para o ES puro foi de 138%.

5.3.4 Etapa III-D – Dimensionamento de leiras de compostagem para a UEL com base nos resíduos gerados e coletados no campus

A partir dos resultados obtidos nas Etapas III-A e III-B, elaborou-se uma proposta de tratamento dos resíduos vegetais coletados no campus da UEL e lodo anaeróbio sedimentado da UP-BioUEL.

Com os dados levantados sobre os quantitativos de geração de RP e RG, além dos resultados obtidos na compostagem desses materiais em mistura com LAS realizou-se a proposta de um dimensionamento das leiras do processo de compostagem para tratar todos os resíduos vegetais coletados na UEL. Foram considerados para essa proposta, os melhores resultados obtidos nos ensaios de compostagem realizados na Etapa II-B.

Estimativas do Setor de Jardinagem e Manutenção sugerem rendimentos na ordem de 20 a 40 %, ou seja, a cada 5 m³ de RP coletado, o rendimento é de 1 a 2 m³ de RP triturado, como deve ser encaminhado ao processo de compostagem. Ressalta-se que a variação depende das condições do material a ser triturado. Assim, o volume de 120 m³.ano⁻¹, estimado pelo setor (Item 5.3.1.1) passa a ser 48 m³.ano⁻¹, considerando o rendimento máximo.

Ressalta-se que não foram utilizados como base os dados da estimativa de geração de RG realizada no presente estudo, isto porque o setor de jardinagem da UEL não supre a demanda operacional de recolhimento dos RG gerados no campus. Ao considerar esta estimativa a proposta de processo de compostagem não se enquadraria à realidade de mão-de-obra disponível na instituição. Dessa forma, foram considerados os valores máximos, estimados para RG, de material recolhido, referentes à estimativa realizada em 2017 pela própria universidade.

Além disso, é importante considerar que a periodicidade das ações de manutenção arbórea, roçagem e recolhimento desse material ficam sujeitas a variáveis climáticas e operacionais.

Para estimar o volume gerado de LAS, optou-se por considerar a análise de sólidos suspensos - SS, realizada ao fim do TDH 3, Etapa II-B, no qual foi inserido a maior quantidade de STV ao sistema, para estimar a geração de lodo. A análise de SS é realizada em cone *Imhoff*, no qual o 1 litro do efluente permanece por uma hora em repouso, ao final, verifica-se, quanto do material suspenso foi sedimentado.

Assim, para a verificação da geração de LAS, manteve-se efluente por 48 h no cone, o mesmo tempo que o efluente permanece em repouso no sistema de DA. Para esse período verificou-se 120 mL.L⁻¹ de SS, o que resulta em 12% do efluente sendo caracterizado como LAS. Mensalmente seriam retirados 30 m³ de efluente, o que resultaria em 3,6 m³ mês⁻¹ de LAS. Ressalta-se que o período considerado, apresentou a condição mais próxima à realidade a ser enfrentada pelo sistema, em condições normais. Destaca-se que a geração de LAS fica sujeita à quantidade de substrato inserida no reator, podendo variar o volume de geração de acordo com a metodologia de condução do sistema de DA. Os valores estimados para todos os resíduos estão descritos na Tabela 33.

Tabela 33 - Volumes considerados de resíduos para elaboração da proposta de leiras de compostagem da UEL

Substrato	Volume total (m ³ ano ⁻¹)	Volume trimestral (m ³)	Condição	Volume na mistura (%)	Densidade (kg m ⁻³)	Massa trimestral (kg)	Umidade (%)	Massa trimestral seca (kg)
RP	48	12	Sólido triturado	32	100	1200	31	828
RG	60	15	Sólido	40	39	585	12	515
LAS	44	11	Líquido	28	1.005	11.055	95	552

RP: resíduos de poda vegetal; RV: resíduos de aparas de grama; LAS: lodo anaeróbio sedimentado.

Fonte: o Autor (2021)

Devido à geração superior de RG, em relação aos demais resíduos pertinentes a este estudo, o resíduo irá compor a maior fração na composição das leiras.

O LAS é o resíduo que confere umidade a leira e, de acordo com as proporções, este resíduo representa porção de geração semelhante à verificada no T3, do ensaio da Etapa II-B. A quantidade de LAS adicionada a leira, de acordo com a estimativa, reduzirá a relação C:N, aproximando-se de 30, como sugere a literatura.

Nas misturas estudadas no ensaio da Etapa II-B, as proporções eram de 72% e 10% para RP e RG, respectivamente, em função da massa, e 31 % para cada resíduo em função do volume. Com a nova dinâmica de mistura, as proporções em massa se mantiveram próximas, na qual o RG representará 40% da composição das leiras, enquanto RP representará 32%. As mudanças não devem ocasionar alterações significativas ao processo, visto que as características dos dois resíduos são semelhantes (Tabela 7).

Para evitar problemas de aquecimento das leiras, como verificado no experimento da Etapa II-B, foram propostas leiras com dimensões superiores as estudadas. De acordo com os volumes de resíduos estimados, a cada trimestre será gerado um volume de aproximadamente 27 m³, desconsiderando a parte sólida do LAS (5%), visto que a umidade será dispersa nos vazios dos resíduos estruturantes, não acrescentando volume as leiras. Do mesmo modo a parte sólida, devido à granulometria baixa, deverá se acomodar entre os vazios dos resíduos vegetais, sem alterar o volume.

Quanto às dimensões das leiras, a literatura sugere diferentes variações. Meng et al. (2018) utilizaram uma relação de 2:1:0,6 entre comprimento:largura:altura (L:B:h) para compostar resíduo de cogumelo e efluente de DA, com resultados satisfatórios. Nascimento (2017), ao estudar a compostagem de resíduos vegetais e lodo anaeróbio, utilizou para as dimensões a relação L:B:h em 2:1:1. Seguindo as relações entre as dimensões citadas sugeriu-se a seguinte condição: 3 leiras de aproximadamente 9 m³, com dimensões aproximadas em L:B:h 3,5:2:1,5, sendo 3,5 m de comprimento, 2,0 m de largura e 1,5 m de altura.

No ensaio de compostagem, os tratamentos T2 e T3 apresentaram estabilização do composto próxima ao 75° dia. Assim, sugeriu-se que o tempo total de compostagem seja de 60 a 90 dias, garantindo assim que, mesmo na ocorrência de situações inesperadas, o processo tenha um período sobressalente para concluir-se.

Como os volumes estimados de geração dos resíduos são relativamente baixos, optou-se por considerar valores trimestrais, assim têm-se volumes maiores de substratos para serem compostados, reduzindo a demanda por área e operação. Com o tempo de compostagem sugerido, máximo de 90 dias, viabiliza-se o uso da mesma área para montagem das próximas leiras.

Sugere-se que sejam montadas 3 leiras por trimestre. No entanto, não é possível definir se as 3 leiras serão montadas simultaneamente ou em períodos distintos. Para evitar possíveis conflitos de espaço, optou-se por considerar 4 leiras simultâneas para delimitar a área necessária para realização da compostagem.

A operação proposta é manual, dessa forma, o espaçamento entre as leiras deve garantir meios para realização dessa atividade. Foi sugerida a montagem das leiras com espaçamento de 1,0 m, permitindo assim o tombamento da pilha sem prejuízos a operação. As leiras da extremidade da área devem apresentar

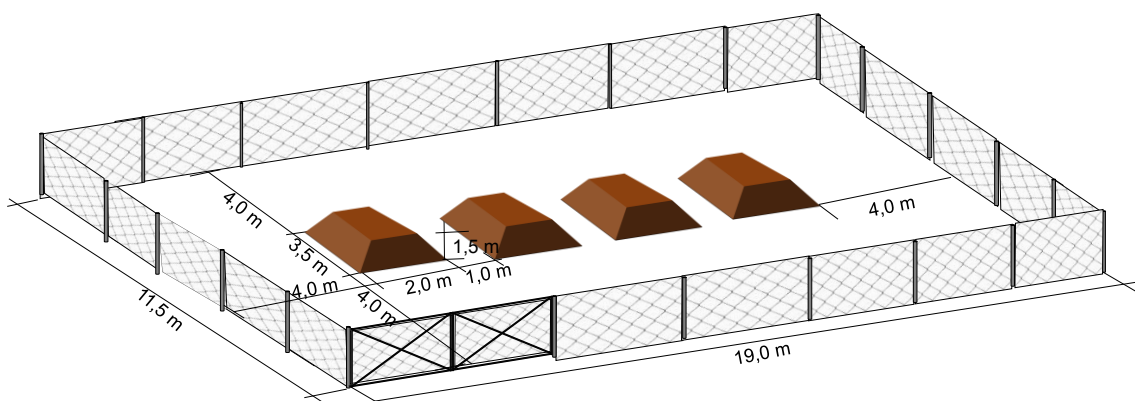
espaçamento em relação a lateral externa na unidade que comporte o fluxo de um trator agrícola, assim como, o fluxo deve ser garantido nas partes frontais e posteriores das leiras.

De acordo com dados do Ministério do Meio Ambiente – MMA (2010), para centrais de compostagem, é recomendado:

- 1 funcionário a cada tonelada por dia de resíduo tratado. Assim, como a massa de resíduos a ser compostada não atinge esse valor, considera-se que apenas 1 funcionário supra a demanda;
- A área destinada ao pátio de compostagem deve ser impermeabilizada, podendo ser utilizada uma camada de argila compactada, concreto ou piso asfáltico, com declividade de 2%;
- Devem ser instaladas grelhas para captação de efluentes eventualmente gerados no processo, de forma que estas os direcionem para o tratamento, que poderá ser realizado por fossas sépticas com sumidouro ou lagoas;
- A área precisa ser isolada com proteção lateral, assim, sugere-se um alambrado simples, com estacas de concreto e altura de 1,5 m, para proteção do local contra possíveis invasões por animais.

Um esboço da área que seria utilizada para receber as leiras de compostagem para tratamento dos resíduos vegetais coletados no campus da UEL em mistura com o LAS gerado no processo de DA, assim como as dimensões das leiras sugeridas, estão expressas na Figura 45.

Figura 45 - Ilustração da área para receber as leiras sugeridas para compostagem na UEL.



Fonte: o Autor (2021)

De acordo com os valores estipulados, a área para receber as leiras deverá ser de 218,5 m², a qual abrigaria 4 leiras de compostagem em processamento, com distância de 4 metros em todo o entorno das extremidades das leiras, garantindo o fluxo para transporte do material. Em ocasiões excepcionais, será possível alocar uma 5ª leira, para atender quantidades excedentes de resíduo, sem prejuízos à locomoção de pessoas e/ou equipamentos.

Em relação ao rendimento de composto, de acordo com os resultados obtidos, em massa seca, cada kg de material em compostagem rende aproximadamente 0,5 kg de composto peneirado. Assim, os 1.895 kg de massa seca compostada irão produzir, em média, 947 kg de composto a cada trimestre. Em termos de leira, cada uma deve conter aproximadamente 630 kg de massa seca, resultando em 315 kg de composto.

Quanto às proporções, as misturas entre os substratos devem ser realizadas *in loco* garantindo a homogeneidade da pilha, sendo ao final recoberta com uma camada de grama. Os revolvimentos deverão ser realizados ao menos duas vezes por semana, até os primeiros 45 dias, posteriores a esse período poderão ocorrer com intervalos maiores. Após a ocorrência de chuvas com acumulados significativos, recomenda-se verificar a necessidade da realização de revolvimentos para regular o nível de umidade no processo.

Indica-se a verificação de parâmetros como temperatura, umidade e pH, com frequência, para verificar o bom desenvolvimento do processo. Na determinação da estabilidade do composto, não havendo a possibilidade de analisar todos os parâmetros indicativos, sugere-se avaliar através da temperatura da leira, de forma manual, verificando se o composto está próximo a temperatura ambiente; considerar o aspecto visual, observando se o composto apresenta coloração escurecida; e o odor, se o mesmo apresenta cheiro característico de terra molhada.

6 CONCLUSÕES

- O sistema de biodigestão anaeróbia implantado e o método operacional de partida e operação, mostraram-se robustos em relação às diferentes formas de alimentação (tipo de resíduo orgânico e carga aplicada) sendo capazes de manter condições para um processo anaeróbio estável com conversão dos resíduos orgânicos em biogás de elevado potencial energético;
- A utilização do lodo clarificado para diluição e equalização do substrato durante os períodos em que foram utilizados resíduos alimentares (RU e HU), garantiu o tamponamento do afluente ou mitigou os efeitos prejudiciais da acidez no afluente, contribuindo com a estabilidade do processo de DA. No entanto, Elevou a concentração de $N-NH_4$ para níveis que podem ser nocivos aos microrganismos metanogênicos
- Durante os períodos de interrupção das alimentações do sistema e retomada (Etapas II-C e II-D), os parâmetros de eficiência (conversão de STV e de DQO) apresentaram redução de desempenho. No entanto, os parâmetros de monitoramento (pH, AT, AGV) mantiveram-se estáveis. Porém, os dados indicaram a necessidade de um tempo de adaptação para retomar às condições operacionais anteriores.
- Quanto ao levantamento quantitativo de resíduos vegetais, o potencial de geração de resíduos é elevado. No entanto, o déficit de funcionários para realização da coleta impede que os resíduos gerados sejam recolhidos em sua totalidade e reaproveitados em processos de compostagem.
- Na compostagem, a utilização do LAS melhorou a qualidade do processo, equilibrando a relação C/N e garantindo condições adequadas para a atividade biológica estabilizar o material orgânico em processamento, de modo que os tratamentos com adição de LAS, apresentaram estabilização em menor tempo, 75 dias, de acordo com os parâmetros de temperatura, STF e relação C/N.

- Os tratamentos com adição de LAS apresentaram maiores concentrações de nutrientes no composto final, no entanto, inferiores ao especificados pela IN61/20, indicando a necessidade de elevar a participação do LAS na mistura.
- Estatisticamente os tratamentos não apresentaram diferenças significativas no teste de germinação para 60, 75 e 90 dias de processamento, em 100% de estrato solúvel, sendo considerados sem fitotoxicidade. Devido ao elevado percentual atingido no IG, os tratamentos estudados foram considerados estimulantes à germinação.
- Quanto ao dimensionamento das leiras de compostagem, a área total necessária deveria ser de aproximadamente 220 m², sendo que a aplicação dos resultados obtidos da Etapa III-A e III-B, permitiriam a realização de um processo equilibrado, gerando assim, compostos orgânicos estabilizados que poderiam ser utilizados para fertilizar áreas na própria universidade.
- Por fim, como conclusão geral, é possível operar um sistema de DA em escala real com variação de substratos, para a origem e a quantidade, mantendo o processo estável e boa produção de metano, com possibilidades de paralisações nas alimentações em decorrência de escassez de substrato. Assim como é possível otimizar o processo de compostagem de resíduos vegetais com a adição do LAS, conseguindo compostos finais com melhores características agronômicas.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Investigar de modo comparativo o modelo de condução do processo, no que se refere ao tipo de alimentação, variando a alimentação realizada em dias alternados com a alimentação diária e a alimentação duas ou mais vezes ao dia, simulando um sistema contínuo.
- Avaliar o modelo de condução semi-contínuo em comparação com o modelo em batelada.
- Investigar a DA em via semi-seca e seca, avaliando a geração de metano e as técnicas operacionais empregadas no sistema, para identificar a redução das dimensões das estruturas utilizadas e da demanda operacional no processo em via úmida.
- Avaliar, em detalhes, a formação de ácidos orgânicos no processo de DA de fontes alimentares com a recirculação de lodo clarificado, verificando a influência do material recirculado na concentração desses ácidos.
- Investigar o uso de lodo clarificado na diluição do substrato de modo a identificar possíveis acúmulos de nutrientes no processo.
- Avaliar a Co-Digestão anaeróbia de resíduos de fontes alimentares sem a recirculação do lodo clarificado, utilizando um co-substrato com características alcalinizantes, sendo sugerido o lixiviado de aterros sanitários.
- Investigar a utilização do lodo sedimentado com menores teores de umidade no processo de compostagem com resíduos de fontes vegetais.
- Analisar via compostagem, a utilização de lodo sedimentado não estabilizado com maiores concentrações de matéria orgânica não estabilizada.
- Avaliar a compostagem de resíduos vegetais em granulometrias adequadas de acordo com o evidenciado pela literatura (entre 2,5 mm e 7,0 mm) e em leiras com dimensões superiores as utilizadas, no processamento com lodo anaeróbio sedimentado.
- Avaliar a compostagem de resíduos vegetais com a adição de lodo anaeróbio em diferentes condições de aeração, assim como em processos conduzidos com condições controladas (reatores).
- Investigar a variação da temperatura no processo de compostagem ao longo do decorrer das 24 horas do dia, para identificar as possíveis variações decorrentes do aquecimento do ambiente ao qual os tratamentos estão expostos.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABEGAS - Associação Brasileira das Empresas Distribuidoras de Gás Canalizado. **Aumenta produção de biogás no Brasil em 2018**. Disponível em < <https://www.abegas.org.br/arquivos/70987>>. Acesso em 09 de junho de 2020.

ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil: 2012**: São Paulo: ABRELPE, 2013.

ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil: 2019**. São Paulo: ABRELPE, 2020.

ABUBAKER, J; RISBERG, K.; PELL, M. Biogas residues as fertilisers – Effects on wheat growth and soil microbial activities. **Applied Energy**, v. 99, p.126-134, 2012.

ALVES, E. E. N.; SOUZA, C. F.; INOUE, K. R. A. Produção de Biogás e Biofertilizante a Partir da Biodigestão da Torta de Mamona com Adição Dejetos de Animais. **Engenharia na Agricultura**. v.21, p. 493-500, 2012.

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

AMARAL, C. M.C.; AMARAL, L. A.; LUCAS JUNIOR, J.; NASCIMENTO, A. A.; FERREIRA, D. S.; MACHADO, M. R. F. Digestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, n.6, p.1897-1902, 2004.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the Examination of water and wastewater**. Washington DC: APHA, 2017.

AMINE-KHODJA, A.; TRUBETSKAYA, O.; TRUBETSKOY, O.; CAVANI, L.; CIAVATTA, C.; GUYOT, G. Humic-like substances extracted from composts can promote the photodegradation of irgarol in solar light. **Chemosphere**, v. 62, p. 1021-1027, 2006.

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. BANCO DE INFORMAÇÃO DE GERAÇÃO. **Atlas de energia elétrica do Brasil / Agência Nacional de Energia Elétrica**. 3. ed. – Brasília. Aneel, 2008.

ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; LIER, J. B. VAN. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science & Technology**, v.59, p. 927-934, 2009.

ANGELIDAKI, I.; TREU, L.; TSAPEKOS, P.; LUO, G.; CAMPANARO, S.; WENZEL, H.; KOUGIAS, P. G. Biogas upgrade and utilization: Current status and perspectives. **Biotechnology Advances**, v. 36, p. 452–466, 2018.

ANWAR, N.; WANG, W.; ZHANG, J.; LI, Y.; CHEN, C.; LIU, G.; ZHANG, R. Effect of sodium salt on anaerobic digestion of kitchen waste. **Water Science & Technology**, v.73, n.8, p. 1865-1871, 2016.

APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGREVE, J.; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, v.34, p.755-781, 2008.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas estratégicas de controle. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, p. 151-161, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10004**: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

AUGUSTO, K. V. B. **Tratamento e reuso do efluente de biodigestores no processo de biodigestão anaeróbia da cama de frango**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 2011.

AVELAR, J. C. **Avaliação da escória de Aciaria (Id) como leito cultivado e leito filtrante no pós-tratamento de efluente de reator UASB compartimentado**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2008.

AYRE, J.M; MOHEIMANI, N.R.; BOROWITZK, M.A. Growth of microalgae on undiluted anaerobic digestate of piggery effluent with high ammonium concentrations. **Algal Research**, v. 24, p. 218 – 226, 2017.

BAI, L.; DENG, Y.; LI, J.; JI, M.; RUAN, W. Role of the proportion of cattle manure and biogas residue on the degradation of lignocellulose and humification during composting. **Bioresource Technology**, v. 307, 2020.

BALMANT, W. **Concepção, construção e operação de um biodigestor e modelagem matemática da biodigestão anaeróbica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais) Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2009.

BELO, S. R. S. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) Universidade de Coimbra. Portugal, 2011.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5444–5453, 2009.

BLEY JR, C. **Biogás: A energia invisível**. CIBiogás-ER., n. 12232131, p. 48–50, 2015.

BOROWSKI, S. ; BONIECKI, P.; KUBACKI, P.; CZYZOWSKA, A. Food waste co-digestion with slaughterhouse waste and sewage sludge: Digestate conditioning and supernatant quality. **Waste Management**, p.158-167, 2018.

BORTOLINI, J. **Uso de diferentes inóculos na digestão anaeróbica da cama de aviário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2016.

BRAGUGLIA, C. M.; GALLIPOLI, A.; GIANICO, A.; PAGLIACCIA, P. Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 37–56, 2018.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010; altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília-DF. 2010.

CALLAGHAN, F. J.; WASE, D. A. J.; THAYANITHY, K.; FORSTER, C. F. Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. **Biomass and Bioenergy**, v. 27, p. 71–77, 2002

CAMPOS, A. L. de O.; BLUNDI, C. E. **Avaliação de matéria orgânica em compostagem: metodologia e correlações**. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, 1999

CAPRARA, P. T. **Utilização da compostagem de resíduos sólidos urbanos no Brasil: avaliação dos problemas ocorridos no passado e considerações para projetos futuros**. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, Universidade de Caxias do Sul. 2016.

CARNEIRO, L. J. **Compostagem de resíduos agroindustriais: revolvimento, inoculação e condições ambientais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

CARVALHO, C. R. B. **Compostagem de resíduos verdes e orgânicos alimentares**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPO, Rio de Janeiro, 90 p., 2015.

CERDA, A.; ARTOLA, A.; FONT, X.; BARRENA, R.; GEA, T.; SÁNCHEZ, A. Composting of food wastes: Status and challenges. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 57–67, 2017.

CHANDRA, R.; TAKEUCHI, H.; HASEGAWA, T. Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context to second generation of biofuel production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.16, n.3, p. 1462-1476, 2012.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

CIBIOGÁS – CENTRO INTERNACIONAL DE ENERGIAS RENOVÁVEIS. **Produção de Biogás: o que são biodigestores e como produzir biogás?**. Disponível em: <https://cibiogas.org/blog-post/producao-de-biogas-o-que-sao-biodigestores-e-como-gerar-biogas/>>. Acesso em 09 de junho de 2020.

CHIKAE, M.; IKEDA, R.; KERMAN, K.; MORITA, Y.; TAMIYA, E. Estimation of maturity of compost from food wastes and agro-residues by multiple regression analysis. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 1979–1985, 2006.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375/2006. **Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências**. 2006.

COPREL. Cooperativa de Energia/Geração e Desenvolvimento/Telecom. **Simulador de consumo**. Disponível em: <https://www.coprel.com.br/simulador>>. Acesso em 11 de fevereiro de 2021.

COSTA, D. F. **Geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento de esgoto**. Dissertação (Mestrado em Energia) – IEE / EPUSP / FEA / IF. Universidade de São Paulo. São Paulo. 2006.

CORRÊA, E.K. 2003. **Produção de suínos sobre cama**. Gráfica Universitária. UFPEL. Pelotas. 75 p.

CORRÊA, R. S.; FONSECA, Y. M. F.; CORRÊA, A. S. Produção de lodos agrícolas por meio da compostagem e vermicompostagem do lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n.4, p. 420 – 426, 2007.

COSTA, J. P. V.; BASTOS, A. L.; REIS, L. S.; MARTINS, G. O.; SANTOS, A. F. **Difusão de fósforo em solos de Alagoas influenciada por fontes do elemento e pela umidade**. Revista Caatinga, v. 22, n. 3, p. 229- 235, 2009.

COSTA, M. L. S. **Estudo de processos de compostagem centralizada e doméstica aplicáveis à empresa Ambisousa**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Faculdade de Engenharia do Porto – Cidade do Porto, Portugal. 2014.

COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; PELÁ, A.; SILVA, C. J.; DECARLI, L. D.; MATTER, U. F. Desempenho de quatro sistemas para compostagem de carcaça de aves. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.3, p.692–698, 2006.

DAL BOSCO, T. C. D.; GONÇALVES, F. ; ANDRADE, F. C. ; TAIATELE JUNIOR, I ; SILVA, J. S. ; SBIZARRO, M. . Contextualização teórica: compostagem e vermicompostagem. In: Tatiane Cristina Dal Bosco. (Org.). **Compostagem e**

Vermicompostagem de Resíduos Sólidos Resultados de Pesquisas Acadêmicas. 1ed.São Paulo: Blucher, v. 1, p. 19-44, 2017,

DAL BOSCO, T. C.; MICHELS, R. N.; BERTOZZI, J.; JUNIOR, I. T.; HASHIMOTO, E. M. The ideal frequency of temperature data collection in compostability experiments on domestic organic residues. **Environmental Technology** v. 39, p. 1-7, 2018.

DHAMODHARAN, K., KUMAR, V., KALAMDHAD, A.S. Effect of diferente livestock dung as inoculum on food waste anaerobic digestion and its kinetics. **Bioresource Technology**, v.180, p. 237–241, 2015.

DEGANUTTI, R.; PALHACI, M. C. J. P.; ROSSI, M. TAVARES, R.; SANTOS, C. **Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada.** Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Bauru – SP, 2008.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A.; **Biogas from waste and renewable resources.** WILEY-VCH. Weinheim, 2008.

DILALLO, R.; ALBERTSON, E. Volatile Acids by Direct Tritation, **Journal Water Pollutin Control Federation**, v. 33, n. 4, p. 356-365, 1961.

DONG, L.; ZHENHONG, Y; YONGMING, S. Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste (WS-OFMSW). **Bioresource Technology**, v. 101, n. 8, p. 2722–2728, 2010.

ENZMANN, F.; MAYER, F.; ROTHER, M.; HOLTMANN, D. Methanogens : biochemical backgound and biotechnological applications. **AMB Express**,v.8, n.1, p. 1–22, 2018.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. **Análise de Conjuntura dos Biocombustíveis.** 2019.

FAO - Food and Agriculture Organization of United Nations. **Food wastage footprint: Impacts on natural resources.** Organization of the United Nations. p.63. Italia, Roma. 2013.

FAO – Food and Agriculture Organization of United Nations. **Food Losses and Waste in Latin America and the Caribbean.** Newsletter 3, 2016.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. da. **Manual prático para a compostagem de bio sólidos.** Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FERREIRA, B. O. **Avaliação de um sistema de metanização de resíduos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás.** Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A, C.; ZAIAT, M; CAVALCANTI, P.F.F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In Campos, J. R. (org). Tratamento de

esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: **PROSAB**, p29-52. 1999.

FOURTI, O. The maturity tests during the composting of municipal solid wastes. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 72, p. 43-49, 2013.

GALVEZ, A.; SINICCO, T.; CAYUELA, M. L.; MINGORANCE, M. D.; FORNASIER, F.; MONDINI, C. Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 160, p. 3-14, 2012.

GAO, M.; ZHANG, L.; LIU, Y. High-loading food waste and blackwater anaerobic co-digestion: Maximizing bioenergy recovery. **Chemical Engineering Journal**. v. 394. 2020.

GARG, R.N.; PATHAK, H.; DAS, D.K.; TOMAR, R.K. Uso de slash de flyash e biogás para melhorar a produção de trigo e as propriedades físicas do solo. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 107, p.1–9, 2005.

GASPAR, R. M. B. L. **Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais, com ênfase na agregação de valor: Um estudo de caso na região de Toledo-PR. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção).** Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2003.

GAUR, R.Z., SUTHAR, S. Anaerobic digestion of activated sludge, anaerobic granular sludge and cow dung with food waste for enhanced methane production. **Journal of Clean Production**, v. 164, p. 557–566, 2017.

GEF BIOGÁS BRASIL - Global Environment Facility; Centro Internacional de Energias Renováveis – CIBiogás; Organização das Nações Unidas para o Desenvolvimento Industrial – UNIDO. **Fundamentos do biogás: Conceitos básicos e digestão anaeróbia.** Foz do Iguaçu, Brasil, 2020.

GERARDI, M. H. **The Microbiology of Anaerobic Digesters.** Hoboken, New Jersey: A John Wiley & Sons, Inc., Publication, 2003.

GUELFO, F.L.A.; ÁLVAREZ, C.; SALES, D.; GARCÍA, L.I. Determination of critical and optimum conditions for biomethanization of OFMSW in a semi-continuous stirred tank reactor. **Journal Chemical Engineering**, v.171, p. 418– 424, 2011.

GUERI, M.V.D. **Avaliação do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares em reatores batelada e semi-contínuo.** 2017. Dissertação (Mestrado em Bioenergia) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2017.

GUO, Y.; RENE, E. R.; WANG; J.; MA, W. Biodegradation of polyaromatic hydrocarbons and the influence of environmental factors during the co-composting of sewage sludge and green forest waste. **Bioresource technology**, v. 297, p. 122434, 2020.

HECK, K.; MARCO, É. G.; HAHN, A. B., KLUGE, M.; SPILKI, F.; VAN DER SAND, T. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade microbiológica do composto final. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 54–59, 2013.

HOLLIGER, C.; ALVES, M.; ANDRADE, D.; ANGELIDAKI, I.; ASTALS, S. *et al.* Towards a standardization of biomethane potential tests. **Water Science & Technology**, v. 74, n. 11, p. 2515-2522, 2016.

HUANG, D.; QIN, X.; XU, P.; ZENG, G.; PENG, Z.; WANG, R.; WAN, J.; GONG, X.; XUE, W. Composting of 4-nonylphenol-contaminated river sediment with inocula of *Phanerochaete chrysosporium*. **Bioresource Technology**, v. 221, p. 47–54, 2016.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Arranjos populacionais e concentrações urbanas no Brasil**. Coordenação de Geografia. - 2. ed. - Rio de Janeiro, 2016.

IGONI, A. H.; AYOTAMUNO, M. J.; EZE, C. L.; OGAJI, S. O. T.; PROBERT, S. D. Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste. **Applied Energy**, v. 85, p. 430–438. 2008.

IPMET - CENTRO DE METEOROLOGIA DE BAURU. **Estações do Ano**. Disponível em: <<https://www.ipmetradar.com.br/4estacoes/#>>. Acesso em 10 de julho de 2020.

JIMNEZ, E. I.; GARCIA, V. P. Relationships between Organic Carbon and Total Organic Matter in Municipal Solid Wastes and City Refuse Composts. **Bioresource Technology**, v. 41, p. 265–272, 1992.

JINGURA, R. M.; KAMUSOKO, R. Methods for determination of biomethane potential of feedstocks: a review. **Biofuel Research Journal**, v. 14, p. 573-586. 2017.

JUMNOODOO, V.; MOHEE, R. Evaluation of FTIR spectroscopy as a maturity index for herbicide-contaminated composts. **Environment Waste Management**, v. 9, p. 89-99 2011.

KARAK, T.; KUTU, F. R.; PAUL, R. K.; BORA, K.; DAS, D. K.; KHARE, P.; DAS, K.; DUTTA AK.; BORUAH, R. K. Co-composting of cow dung, municipal solid waste, roadside pond sediment and tannery sludge: role of human hair. **International Journal Environment Science Technology**, v. 14, 2016.

KARIM, K.; HOFFMANN, R.; KLASSON, T.; AL-DAHMAN, M. H. Anaerobic digestion of animal waste: Waste strength versus impact of mixing. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 1771-1781, 2005.

KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050. **World Bank Publications**. 2018.

- KHALIL, A. I.; HASSONA, M. S.; EL-ASHQAR, H. M. A.; FAWZI, M. Changes in physical, chemical, and microbial parameters during the composting of municipal sewage sludge. **World Journal Microbiology and Biotechnology**, v. 27, p. 2359-2369, 2011.
- KIEHL, E. J. **Adubação orgânica: 500 perguntas & respostas**. Piracicaba. 2005.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985
- KIEHL, E.J. **Manual da Compostagem: Maturacao e Qualidade do Composto**. 4.ed. Piracicaba, 173p. 2004.
- KOBAYASHI, T.; XU, K. Q.; LI, Y. Y.; INAMORI, Y. Effect of sludge recirculation on characteristics of hydrogen production in a two-stage hydrogen–methane fermentation process treating food wastes. **International Journal of Hydrogen Energy**. v. 37, p. 5602-5611. 2012.
- KOMEMOTO, K.; LIM, Y.G.; NAGAO, N.; ONOUE, Y.; NIWA, C.; TODA, T. Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste. **Waste Management**, v.29, p.2950–2955, 2009.
- KUCZMAN, O.; GUERI, M. V. D.; SOUZA, S. N. M.; SCHIRMER, W. N.; ALVES, H. J.; SECCO, D.; BURATTO, W. G.; HERNANDES, F. B. Food waste anaerobic digestion of a popular restaurant in Southern Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v.196, p.382-389, 2018.
- KUMAR, M.; OU, Y. L.; & LIN, J. G. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. **Waste management**, v. 30(4), p. 602-609, 2010.
- KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Tecnologia para tratamento de resíduos animais: biodigestão e compostagem. In: PALHARES, J. C. P.; GEBLER, L. **Gestão Ambiental na Agropecuária**. Brasília – DF. EMBRAPA, v. 2. p, 235-283. 2014.
- LINDMARK, J.; THORIN, E.; FDHILA, R.B.; DAHLQUIST, E. Effects of mixing on the result of anaerobic digestion: Review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 40, p. 1030 – 1047, 2014.
- LEBUHN, M.; MUNK, B. EFFENBERGER, M. Agricultural biogas production in Germany – from practice to microbiology basics. **Energy, Sustainability and Society**. p 21. 2014.
- LEIDIANE, M. **Biogás: diagnóstico e propostas de ações para incentivar seu uso no Brasil**. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica). Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 2018.
- LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUZA, J. T.; PRASAD, S.; SILVA, S.A. Tratamento anaeróbio de resíduo sólido orgânico com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.2, p. 190-196, 2009.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n.4, p. 280-284, 2004.

LETTINGA, A. G.; FIELD, J.; VAN LIER, J.; ZEEMAN, G.; HULSHOFF POL, L. W. Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future. **Water Science Technology**, v.35, n.10, p. 5-12, 1997.

LI, K.; WANG, K.; WANG, J.; YUAN, Q.; SHI, C.; WU, J.; ZUO, J. Performance assessment and metagenomic analysis of full-scale innovative two-stage anaerobic digestion biogas plant for food wastes treatment. **Journal of Cleaner Production**. v. 264. 2020.

LIMA, C.C. **Caracterização química de resíduos da produção de biodiesel compostados com adição mineral**. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa. 167 p. 2006.

LUCAS JUNIOR, J. de. **Estudo comparativo de biodigestores modelo indiano e chinês**. Tese (Doutorado em Agronomia - Energia na Agricultura, Faculdade de Ciências Agrônômicas). Universidade Estadual Paulista – UNESP. Botucatu, 114 p., 2010.

LYBERATOS, G.; SKIADAS, I. V. Modelling of anaerobic digestion - a review. **Global Nest Journal**. v. 1, n. 2, p. 63-76, 1999.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 540-555, 2015.

MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Instrução Normativa nº 61, de 08 de julho de 2020. **Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura**. Diário Oficial da União. República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 jul. 2020.

MARAGNO, E. S.; TROMBIN, D. F.; VIANA, E. O uso da serragem no processo de mini compostagem. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 4, p. 355-360, 2007.

MAGALHÃES, G. V. V. **Avaliação da biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos: ensaios de potencial bioquímico de metano (bmp) e projeto piloto de um biodigestor em escala real**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

MALINOWSKY, C. **Tratamento de resíduos sólidos orgânicos da UFSC através de biodigestor anaeróbio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Florianópolis, 121 p., 2016.

MANSHOOR, B.; MDSAUFI, M. F.; ZAMAN, I.; KHALID, A. CFD analysis of industrial multi-stage impeller in stirred tank with fractal pattern baffled and impeller. **Applied Mechanics and Materials**. v. 773, p. 337-342, 2015.

MATA-ALVAREZ, J. **Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes**. London: IWA publishing, 2003.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 74, n. 1, p. 3–16, 2000.

McCABE, W. L.; SMITH, J. C.; HARRIOT, P. **Unit operations of chemical engineering**. 5th ed. 1993.

McCARTY, P. L. **Anaerobic waste treatment fundamentals – Part Four- Process Design**. Public Works, 95-99, 1964.

MEDEIROS, A. C. **Avaliação do processo de co-compostagem de lodo de tanque séptico unifamiliar e resíduos sólidos orgânicos**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba, 80 p., 2009.

MEIRA, A. M. **Gestão de resíduos da arborização urbana**. Tese (Doutorado em Ciências). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba, 2010.

MENG, X.; LIU, B.; ZHANG, H.; WU, J.; YUAN, X.; CUI, Z. Co-composting of the biogas residues and spent mushroom substrate: Physicochemical properties and maturity assessment. **Bioresource Technology**, v. 276, p. 281–287, 2019.

MENG, X.; YAN, J.; ZUO, B.; WANG, Y.; YUAN, X.; CUI, Z. Full-scale of composting process of biogas residues from corn stover anaerobic digestion: Physical-chemical, biology parameters and maturity indexes during whole process. **Bioresource Technology**, v. 302, 2020.

MENG, Y.; SHEN, F.; YUAN, H.; ZOU, D.; LIU, Y.; ZHU, B.; CHUFO, A.; JAFFAR, M.; LI, X. Start-up and operation strategies on the liquefied food waste anaerobic digestion and a full-scale case application. **Bioprocess and Biosystem Engineering**, v.37, n.11, 2014.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5ª edição. Porto Alegre, RS: McGraw-Hill Educação, 1980 p., 2016.

MILLER, F.C. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: Meeting, F.B. **Soil Microbial Ecology**, n. 18, p. 515-543, 1992.

MIRMOHAMADSADEGHIA, S.; KARIMI, K.; TABATABAEI, M.; AGHBASHLO, M. Biogas production from food wastes: A review on recent developments and future perspectives. **Bioresource Technology Reports**, v. 7, 2019.

MOLLER, K.; MULLER, T. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. **Engineering in Life Sciences**, v.12, p. 242-257, 2012.

MOTTE, J.C., ESCUDIÉ, R., BERNET, N., DELGENES, J.P., STEYER, J.P., DUMAS, C. Dynamic effect of total solid content, low substrate/inoculum ratio and particle size on solidstate anaerobic digestion. **Bioresource Technology**. v.144, p. 141–148. 2013.

NAGAO, N.; TAJIMA, N.; KAWAI, M.; NIWA, C.; KUROSAWA, N.; MATSUYAMA, T.; YUSOFF, F. M.; TODA, T. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. **Bioresource Technology**, v. 118, p. 210–218, 2012.

NASCIMENTO, B. L. M. **Compostagem de lodo séptico e resíduos agrícolas em diferentes sistemas de aeração**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 139 p, 2017.

NAVARRO, B. L. (no prelo). **Digestão anaeróbia de resíduos alimentares e vegetais em escala de bancada e piloto para produção de metano**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 143 p, 2020.

NEGRO, M.J., F. VILLA, J. AIBAR, R. ALARCON E P. CIRIA. 2000. **Produção e gestão de composto**. Informações Técnicas do Departamento de Agricultura de Zaragoza, 88: 32 p

NISHIMURA, R. **Análise de balanço energético de sistema de produção de biogás em granja de suínos: implementação de aplicativo computacional**. Dissertação (mestrado em Engenharia Elétrica). Universidade federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

NOLAN, T.; TROY, S. M.; HEALY, M. G.; KWAPINSKI, W.; LEAHY, J. J.; LAWLOR, P. G. Characterization of compost produced from separated pig manure and a variety of bulking agents at low initial C/N ratios. **Bioresource technology**, v. 102(14), p. 7131-7138, 2011.

NUNES, M. U. C. **Compostagem de resíduos para produção de adubo orgânico na pequena propriedade**. Circular técnico – Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju, n.59, 7p., dez. 2009.

O'FLAHERTY, V.; COLLINS, G.; MAHONY, T. The microbiology and biochemistry of anaerobic bioreactors with relevance to domestic sewage treatment. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v.5, p.39-55, 2006.

ODLARE, M.; PELL, M.; SVENSSON K. Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. **Waste Management**, v. 28, p. 1246-1253, 2008.

OLIVEIRA, M. M. **Estudo da inclusão de compartimentos em reatores modelo canadense**. Dissertação (Mestrado em engenharia de Processos). Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, 119 p., 2012.

OLUFEMI, A. S.; OLAYEBI, O. O.; WAUTON, I.; EKANEM, U. O. CFD simulation of mixing effect on a continuous stirred tank reactor. **Journal of Multidisciplinary Engineering Science Studies**, v. 2, p 985-991, 2016

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Perspectivas da população mundial**. Disponível em: <<https://population.un.org/wpp/DataQuery/>>. Acesso em 26 de junho de 2020.

ONG, H. K.; GREENFIELD, P. F.; PULLAMMANAPPALLIL, P. C. Effect of Mixing on Biomethanation of Cattle-Manure Slurry, **Environmental Technology**, p. 1081-1090, 2002.

ONWOSI, C. O.; IGBOKWE, V. C.; ODIMBA, J. N.; IFEANYICHUKWU, E. E.; MARY, O.; NWANKWOALA, I. N.; LEWIS, I. E. Composting technology in waste stabilization: On the methods challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v.190, p.140-157, 2017.

ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J.; ORRICO JÚNIOR, M. A. P. Caracterização e biodigestão anaeróbia dos dejetos de caprinos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.3, p.639-647, 2007.

PALHARES, J.C.P. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos: aprendendo com o passado para entender o presente e garantir o futuro**. 2008.

PEREIRA NETO, J. T. Conceitos modernos de compostagem. **Engenharia Sanitária**, v. 28, n. 3, p.104-109, 1989.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo**. Belo Horizonte: UNICEF, 1996.

PERIN, J. K. H.; BORTH, P. L. B.; TORRECILHAS, A. R.; CUNHA, L. S.; KURODA, E. K.; FERNANDES, F. Otimização dos parâmetros de produção de metano durante a co-digestão anaeróbica de resíduos alimentares e resíduos de jardim. **Journal of Cleaner Production**, v. 272, p. 123-130, 2020.

POULSEN, T. G. Anaerobic Digestion. **Solid Waste Management**. Ch. 5. Aalborg University, Aalborg, Denmark. p. 93-115. 2003.

PRAMANIK, S. K.; SUJA, F. B.; ZAIN, S. M.; PRAMANIK, B. K. The anaerobic digestion process of biogas production from food waste: Prospects and constraints. **Bioresource Technology Reports**, v. 8. 2019.

PROSAB - PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Coordenador: Armando Borges de Castilhos Junior. Rio de Janeiro, ABES, 294 p., 2003.

PROBIOGÁS - PROJETO BRASIL ALEMANHA DE FOMENTO AO APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS. **Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização**. 2010.

PUYUELO, B.; PONSÁ, S.; GEA, T.; SÁNCHEZ, A. Determining C / N ratios for typical organic wastes using biodegradable fractions. **Chemosphere**, v. 85, p. 653–659, 2011.

RAMOS, R. A. **Avaliação da influência da operação de descarte de lodo no desempenho dos reatores UASB em estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília – UnB. Brasília, 135 p., 2008.

RAHMAN, M. H. A., SADI, T., AHMAD, A. A., MASRI, I. N., YUSOFF, M. M., KAMARUDDIN, H., SHAKRI, N. A.; HAMID, M.A.A.; MALEK, R. A. Inventory and composting of yard waste in Serdang, Selangor, Malaysia. **Heliyon**, v. 6(7), p. 4486, 2020.

RAPOSO, F.; LA RUBIA, M. A. DE; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 1, p. 861–877, 2011.

RATANATAMSKUL, C.; WATTANAYOMMANAPORN, O.; YAMAMOTO, K. An on-site prototype two-stage anaerobic digester for co-digester of food waste and sewage sludge for biogas production from high-rise building. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 102, p. 143-148, 2015.

RAWOTEEA, S. A.; MUDHOO, A.; KUMAR, S. Co-composting of vegetable wastes and carton: Effect of carton composition and parameter variations. **Bioresource Technology**. v. 227, p. 171–178. 2017.

REICHERT, G. A. Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, Campo Grande - MT. Anais. Campo Grande: ABES, 2005.

REIS, A. S. **Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Pernambuco – UFPE. Caruaru, 63 p., 2012.

RIBEIRO, L. C. **Compostagem de lodo de esgoto: caracterização e bioestabilização**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2018.

RONQUIN, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Boletim de pesquisa e desenvolvimento 8. Embrapa monitoramento por satélite, 2010.

- RÓŻYŁO, K.; OLESZCZUK, P.; JOŚKO, I.; KRASKA, P.; KWIECIŃSKA-POPPO, E.; ANDRUSZCZAK, S. An ecotoxicological evaluation of soil fertilized with biogas residues or mining waste. **Environ. Sci. Pollut. Res. Int.**, v. 22, p. 7833-7842, 2015.
- ROIG, A., LAX, A., CEGARRA, J., COSTA, F., HERNANDEZ, M. T. Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. **Soil Science**, v.146, n.5, p.311-316, 1988
- SANTOS, A. T. L.; HENRIQUE, N. S.; SHHILINDWEIN, J. A.; FERREIRA, E.; STACHIW, R. Aproveitamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos para produção de composto orgânico. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, v. 3, n. 1, p. 15-28, 2014.
- SARAVANAN, V.; SREEKRISHNAN, T.R. Modelling anaerobic biofilm reactors-A review. **Journal of Environmental Management**, v. 81, p-1-18, 2006.
- SCARLAT, N.; DALLEMAND, J. F.; FAHL, F. Biogas: Developments and perspectives in EuroPO. **Renewable Energy**, v.129, p.457-472, 2018.
- SCHULZ, F. **Biodigestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade do Vale do Rio dos Sinos. São Leopoldo, 2015.
- SCOTON, E. J. **Co-compostagem em reator rotativo hermético pelo método respirométrico**. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2020.
- SGANZERLA, E. **Biodigestor: uma solução**. Porto Alegre: Agropecuária, 86 p. 1983.
- SGORLON, J.G.; RISK, M.C.; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C. R. G. Avaliação da DQO e da relação C/N obtidas no tratamento anaeróbio de resíduos fruti-hortícolas. **Acta Scientiarum Technology**, v.33, n.4, p.421-424,2011.
- SHAHRIARI, H.; WARITH, M.; HAMODA, M.; KENNEDY, K. J. Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide. **Waste Management**, v.32, p.41-52, 2012.
- SHAMURAD, B.; SALLIS, P.; PETROPOULOS, E.; TABRAIZ, S.; OSPINA, C.; LEARY, P.; DOLFING, J.; GRAY, N. Stable biogas production from single-stage anaerobic digestion of food waste. **Applied Energy**. v. 263. 2020.
- SHUBEITA, F. M. **Análise e modelagem de sistema de digestão anaeróbica monitorado para previsão e busca de eficiência de operação**. Tese (Doutorado em Ciência da Computação) Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2016.
- SIDDIQUE, N. I.; WAHID, Z. A. Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: a review. **Journal of Cleaner Production**, v. 194, p.359-371, 2018.

SILVA, L. M. S. **Compostagem de resíduos sólidos urbanos em locais contemplados com coleta seletiva: influência da triagem e da frequência de revolvimento.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 121 p., 2009a.

SILVA, M. C. P. **Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovinos como potenciais inóculos para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares.** Dissertação (Mestrado em Saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014b.

SILVA, W. R. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais.** 2009. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2009b.

SOCCOL, V.T.; PAULINO, R.C.; CASTRO, E.A. Metodologia para análise parasitológica em lodo de esgoto. In: ANDREOLI, C.V.; BONNET, B.R.P. (Coord.). **Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto.** 2.ed. rev. e ampl. Curitiba: Sanepar, 2000. p.27-41.

SOLANO, M. L.; IRIARTE, F.; CIRIA, P.; NEGRO, M. J. Performance characteristics of three aeration systems in the composting of sheep manure and straw. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 79, n. 3, p. 317-329, 2001.

SOUZA, K. C. G. **Modelo de simulação para análise da viabilidade da geração de energia a partir da utilização e biodigestores.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica). Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2010.

SUN, Q.; WU, D.; ZHANG, Z.; ZHAO, Y.; XIE, X.; WU, J.; LU, Q.; WEI, Z. Effect of cold-adapted microbial agent inoculation on enzyme activities during composting start-up at low temperature. **Bioresource Technology**. v. 244, p. 635-640. 2017.

TARRENTO, G.E.; MARTINEZ, J.C. Análise da implantação de biodigestores em pequenas propriedades rurais, dentro do contexto da produção limpa. In: **XIII SIMPEP**. Bauru, SP, 2006.

TAMBONE, F.; TERRUZZI, L.; SCAGLIA, B.; ADANI, F. Composting of the solid fraction of digestate derived from pig slurry: Biological processes and compost properties. **Waste Management**. v. 35, p. 55–61. 2015.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. **Handbook of solid waste management.** 2 ed. United States of America: McGraw-Hill, 2002.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues.** New York: McGraw-Hill, 1993.

TEDESCO, M.J. GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**, 2. ed. Porto Alegre, UFDS, 174 p. 1995.

TEIXEIRA, L. B.; GERMANO, V. L. C.; OLIVEIRA, R. F.; FURLAN JUNIOR, J. **Processo de Compostagem a Partir de Lixo Orgânico Urbano e Caroço de Açaí**. Circular Técnica 29. Embrapa Belém, 2002.

TIQUIA, S. M. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. **Journal of Applied Microbiology**, v.99, n.4, p. 816-828, 2005.

TIQUIA, S. M.; TAMA, N. F. Y.; HODGKIS, I. J. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. **Environmental Pollution**, v. 93, n. 3, p. 249-256, 1996.

TUESORN, S.; WONGWILAIWALIN, S.; CHAMPREDA, V.; LEETHOCHAWALIT, M.; NOPHARATANA, A.; TECHKARNJANARUK, S.; CHAIPRASERT, P. Enhancement of biogas production from swine manure by a lignocellulolytic microbial consortium. **Bioresource Technology**, v.144, p.579-586, 2013.

UNE. UNITED NATIONS ENVIRONMENT. ORGANIC WASTE MANAGEMENT IN LATIN AMERICA: **Challenges and Advantages of the Main Treatment Options and Trends**. 2017.

VERAS, R. S.; STEFANUTTI, R.; LIMA, A. C. A.; MAGALHÃES, G. Compostagem de resíduos urbanos em leiras estáticas com aeração passiva. **Revista DAE**. São Paulo. v. 68, n 224. p.151-165. 2020.

VERGNOUX, A., GUILIANO, M.; LE DRÉAN, Y.; KISTER, J.; DUPUY, N.; DOUMENQ, P. Monitoring of the evolution of an industrial compost and prediction of some compost properties by NIR spectroscopy. **Science of The Total Environment**, v. 407, n. 7, p. 2390-2403, 2009.

VERSIANI, B. M. **Desempenho de um Reator UASB Submetido a Diferentes Condições Operacionais Tratando Esgotos Sanitários do Campus da UFRJ**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

VIG, A.P. *et al.* Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm *Eisenia fetida* (Savigny). **Bioresource Technology**. p. 7941–7945. 2011.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípio do tratamento biológico de águas Residuárias**. Vol. 1. Belo Horizonte. P. 243. 1996.

WEILAND, P. Biogas production: Current state and perspectives. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 85, n. 4, p. 849–860, 2010.

WOON, K. S.; LO, I. M. C. A proposed framework of food waste collection and recycling for renewable biogas fuel production in Honk Kong. **Waste Management**, v. 47, p. 3-10, 2016.

WU, D.; LI, L.; ZHAO, X.; PENG, Y.; YANG, P.; PENG, X. Anaerobic digestion : A review on process monitoring. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 103, p. 1–12, 2019.

XU, F.; LI, YANGYANG; GE, X.; YANG, L.; LI, YEBO. Anaerobic digestion of food waste – Challenges and opportunities. **Bioresource Technology**, v. 247, n. September 2017, p. 1047–1058, 2018.

XU, Z.; MA, Y.; ZHANG, L.; HAN, Y.; YUAN, J.; LI, G.; LUO, W. Relating bacterial dynamics and functions to gaseous emissions during composting of kitchen and garden wastes. **Science of The Total Environment**, v. 767, p. 144210, 2021.

YONG, Z.; DONG, Y.; ZHANG, X.; TAN, T. Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. **Renewable Energy**, v. 78, p. 527-530, 2015.

YUAN, H.; ZHU, N. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy**. v. 58, p. 429-438, 2016.

ZENG, G., HUANG, D., HUANG, G., HU, T., JIANG, X., FENG, C., CHEN, Y., TANG, L., LIU, H. Composting of lead-contaminated solid waste with inocula of white-rot fungus. **Bioresource Technology**. v.98, p. 320–326. 2017.

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. V. 38, p. 383–392. 2014.

ZHANG, R.; EL-MASHAD, H. M.; HARTMAN, K.; WANG, F.; LIU, G.; CHOAT, C.; GAMBLE, P. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 4, p. 929–935, 2007.

ZHANG L., JAHNG D. Long-term anaerobic digestion of food waste stabilized by trace elements. **Waste Management**. v. 32, p. 1509–1515. 2012.

ZHANG, L.; SUN, X.; TIAN, Y.; GONG, X. Effects of brown sugar and calcium superphosphate on the secondary fermentation of green waste **Bioresource Technology**. v. 131, p. 68–75. 2013.

ZHU, N.; DENG, C.; XIONG, Y.; QIAN, H. Performance characteristics of three aeration systems in the swine manure composting. **Bioresource Technology**, v.95 p. 319–326, 2004.

ZICKERFOOSE, C.; HAYES, R.B.J. **Anaerobic sludge digestion: operations manual**. EPA 430/9-76-001, US National Technical Information Service, Springfield, VA, Washington, 1976.

APÊNDICE A – Processo de montagem da UP-BioUEL

A montagem do sistema seguiu uma linha cronológica de acordo com as etapas construtivas, sendo:

- **Base do reator e montagem das placas**

Iniciou-se a instalação do reator CSTR e da estrutura física que compõe a UP-BioUEL com os trabalhos de terraplanagem e adequação do local. Construiu-se em alvenaria a base que sustenta o reator (Figura 46-A). Sobre a base aplicou-se uma manta impermeabilizante (Figura 46-B) de modo a permitir, na sequência, a alocação das placas pré-fabricadas em PRFV (plástico reforçado com fibra de vidro) (Figura 46-C). Uniu-se as placas, fixando-as em suas posições com parafusos de aço inoxidável. Acoplou-se as serpentinas metálicas do sistema de aquecimento na parede interna do reator (Figura 46-D).

Figura 46 - Início da construção do reator CSTR; construção da base (A), impermeabilização da base (B), montagem das placas de PRFV (C) e instalação das serpentinas de aquecimento (D).



A



B



C



D

Fonte: o Autor (2021)

▪ **Instalação dos suportes da cúpula do reator, saídas de efluente e sistemas de agitação e aquecimento**

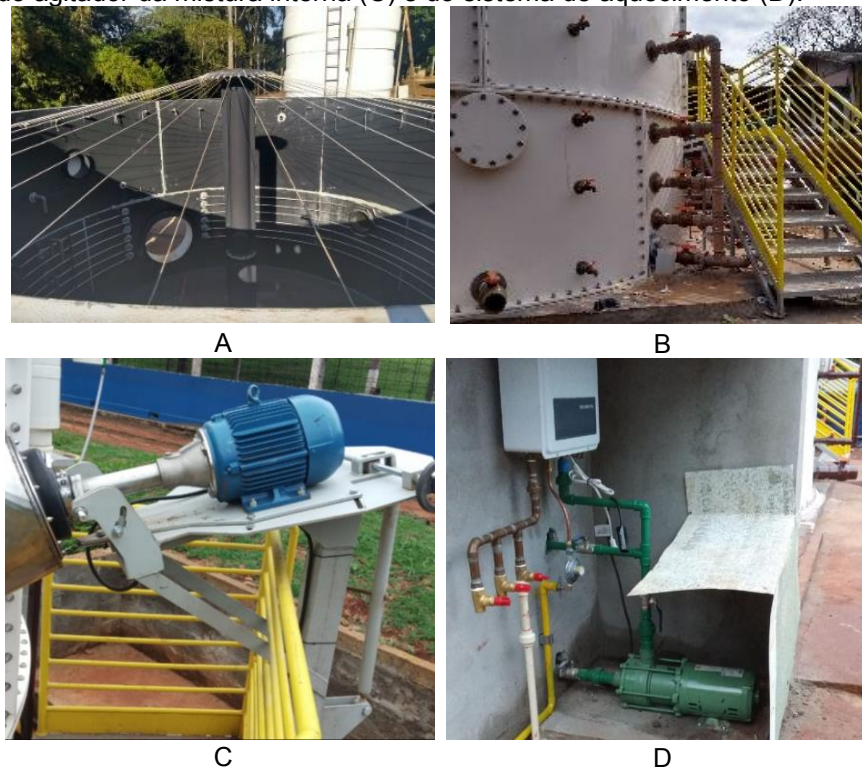
No centro da estrutura, que possui 5 m de diâmetro, fixou-se um suporte de aço inoxidável que sustenta a cúpula inflável de dupla camada do reator (Figura 47-A). Da borda superior do reator ao suporte central do reator, instalou-se tirantes flexíveis para suportar a camada inferior da cúpula, evitando o contato com o líquido interno em eventuais períodos sem produção de biogás.

Nas laterais do reator foram instaladas as conexões hidráulicas do sistema, para inserção do afluente e retirada do efluente, coleta de amostras (Figura 47-B) e circulação da água do sistema de aquecimento. A parte interna da estrutura foi selada e impermeabilizada para garantir a estanqueidade do reator. Foram instaladas as conexões de coleta e medição de biogás e a válvula de segurança do reator CSTR.

O sistema de agitação e mistura (10 CV) foi acoplado na parte externa da estrutura, sendo apoiado na plataforma metálica (Figura 47-C), passível de regulagem. A hélice para agitação e mistura foi inserida em posição perpendicular, aproximadamente 30° abaixo do eixo horizontal, adentrando aproximadamente 2 metros da borda do reator, sendo suportada e movimentada por um eixo cardam.

Para o sistema de aquecimento, instalou-se nas proximidades do reator CSTR um aquecedor a gás GLP, fixado em uma parede de alvenaria. Foi instalada uma bomba centrífuga para circular a água aquecida nas serpentinas (Figura 47-D). O tanque de armazenamento de água do sistema foi posicionado ao lado do aquecedor, separados por uma parede de alvenaria.

Figura 47 - Instalação dos tirantes de suporte da cúpula (A), tubulações de retirada de efluente (B), do agitador da mistura interna (C) e do sistema de aquecimento (D).



Fonte: o Autor (2021)

▪ **Instalação da cúpula do reator, plataforma de acesso lateral e sistema de bombeamento**

Após todos os equipamentos serem instalados, a cúpula foi inserida ao reator (Figura 48-A). As entradas de visoria, assim como todas as aberturas do reator, foram fechadas, tornando o sistema estanque.

Para acessar os visores que permitem a observação da parte interna do reator, o ponto de qualificação do biogás e o motor do sistema de agitação, foi alocado junto à lateral do reator uma plataforma metálica (Figura 48-B).

Foram instaladas as conexões hidráulicas, assim como o sistema de bombeamento. Para os tanques de afluente e efluente, e as bombas de deslocamento de fluido, sobrepostos a placas de granitina (Figura 48-C). O sistema de bombeamento foi planejado para permitir a convergência entre o reator UEL e o reator CSTR, de modo a permitir a utilização do efluente proveniente dos suínos no reator CSTR, ou o RA no reator UEL. Instalou-se também as tubulações e conexões para a coleta, quantificação e transporte de biogás (Figura 48).

Figura 48 - Instalação da cúpula do reator CSTR (A), da escada e plataforma de acesso à parte superior do reator (B), sistema de bombeamento (C) e sistema de coleta, quantificação e transporte de biogás (D).



Fonte: o Autor (2021)

- **Sistema de transporte de biogás e equipamentos de segurança**

Instalou-se por fim o armazenador de biogás (Figura 49-A), assim como os sistemas de segurança, sendo a válvula de segurança do gasômetro e o *Flare* (Figura 49-B).

Figura 49 - Instalação do gasômetro (A) e flare (B)



Fonte: o Autor (2021)

- **Instalação do sistema de pré tratamento de RA e controle do sistema de bombeamento**

Simultaneamente ao período de instalação do reator CSTR e suas derivações, montou-se o sistema de pré-tratamento do RA, onde posicionou-se sobre o triturador de alimentos, uma mesa de triagem em aço inoxidável e a alimentação de água para o processo de redução do tamanho das partículas do RA (Figura 50-A). O painel de comando do sistema de bombeamento, aquecimento e agitação foram instalados nas mesmas dependências do sistema de pré-tratamento de resíduo (Figura 50-B).

Figura 50 - Sistema de pré tratamento do resíduo orgânico (A), painel de controle da UP-BioUEL (B)



Fonte: o Autor (2021)

- **Sistema de tratamento do biogás e conexão ao motogerador**

Para tratamento do biogás produzido, antes da conversão em energia elétrica, instalou-se um filtro de biogás de duplo sistema (Figura 51-C). O filtro conta com um recheio de óxido de ferro, para redução dos teores de H_2S , e um sistema de lavagem do biogás com fluxo contracorrente. Para conversão do biogás em energia elétrica, a UP-BioUEL conta com um moto gerador Leão® 120 KVA, de ciclo Otto (Figura 51-D).

Figura 51 - Sistema de tratamento do biogás (A) e motogerador (B)



Fonte: o Autor (2021)

Ao fim da implantação da unidade, o reator CSTR (Figura 52) e seus sistemas periféricos entraram em operação para o desenvolvimento do atual estudo.

Figura 52 - Reator CSTR pronto após o período de implantação da UP-BioUEL



Fonte: o Autor (2021)