

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – CAMPUS CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

***WASTE-to-ENERGY*: PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DOS RESÍDUOS DA
SUINOCULTURA**

DEISI CRISTINA TAPPARO

**CASCAVEL – PARANÁ
2021**

DEISI CRISTINA TAPPARO

***WASTE-to-ENERGY*: PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DOS RESÍDUOS DA
SUINOCULTURA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Airton Kunz
Coorientadora: Prof. Dra. Gislaïne Fongaro

CASCADEL – PARANÁ

2021

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Tapparo, Deisi Cristina
WASTE-to-ENERGY: PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DOS RESÍDUOS DA SUINOCULTURA / Deisi Cristina Tapparo; orientador Airton Kunz; coorientadora Gislaine Fongaro. -- Cascavel, 2021.
118 p.

Tese (Doutorado Campus de Cascavel) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2021.

1. biogás. 2. uso agrônômico do digestato. 3. digestão anaeróbia. 4. energia renovável . I. Kunz, Airton, orient. II. Fongaro, Gislaine, coorient. III. Título.

DEISI CRISTINA TAPPARO

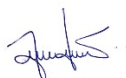
Waste-to-Energy: Produção de Biogás a Partir dos Resíduos da Suinocultura

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:



Orientador(a) - Airton Kunz

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



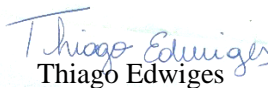
Coorientador(a) – Gislaine Fongaro

Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)



Sérgio Francisco de Aquino

Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP)



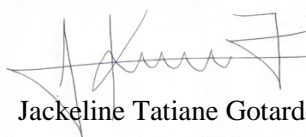
Thiago Edwiges

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)



Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Jackeline Tatiane Gotardo

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Cascavel, 19 de agosto de 2021.

BIOGRAFIA

Deisi C. Tapparo possui graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária (2014) e mestrado em Engenharia Agrícola (2017). Atualmente, realiza doutorado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, na área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (RHESA), incluindo um período de bolsa sanduíche no Institut für Umweltbiotechnologie na Universität für Bodenkultur, Áustria. Durante o doutorado sanduíche, desenvolveu projetos na área de digestão anaeróbia com foco no efeito do nitrogênio amoniacal na produção de biogás/atividade metanogênica, utilizando diferentes fontes de carbono, e na utilização de tecnologia de membranas para extração de nitrogênio em biodigestores, com objetivo de potencializar a produção de biogás e produzir fertilizante de segunda geração. Possui experiência na área de gestão ambiental e tratamento de efluentes industriais e da suinocultura, atuando principalmente na área de digestão anaeróbia, saneamento ambiental e saúde pública.

Com todo meu amor, dedico à minha família.

AGRADECIMENTOS

A **Deus**, que me ensina a ser grata a todos e a tudo, que me dá forças e me conduz.

À **minha família**, por serem minha base, por acreditarem e me apoiarem incondicionalmente. Vocês são meus maiores exemplos de trabalho, foco e determinação. Amo vocês! Meus amados pais, **Genésio e Marinês**, minha irmã, **Débora**, meu pequeno sobrinho, **Emanuel**, e meu amor e companheiro de jornada, **André**.

Ao Dr. Airton Kunz, meu orientador, pela amizade e confiança construída ao longo da minha carreira acadêmica, por me proporcionar oportunidades de crescimento pessoal e profissional, por me permitir sonhar sempre com os pés no chão, pelo olhar compreensível em meio às “batalhas” da vida. Obrigada por ter sempre acreditado no meu potencial, até mesmo quando eu duvidei.

À minha coorientadora, **Dra. Gislaine Fongaro**, um exemplo profissional e pessoal, por toda a paciência, por acreditar, apoiar e incentivar, por seus conselhos, por seu ombro amigo em momentos de dúvida.

À **Universidade Estadual do Oeste do Paraná**, ao **Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola**, **coordenação**, **secretaria**, **demais funcionários e professores**, pelas oportunidades, direcionamentos e pelo constante aprendizado. Em especial, à **Dra. Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa** e **Tatiana Borges** pelo suporte.

À **Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES**, pela concessão da bolsa durante o doutorado e para o doutorado sanduíche, e aos demais órgãos pelo apoio financeiro concedido às pesquisas

Ao **Laboratório de Estudos em Biogás (LEB)**, local de troca de experiências, boas ideias, pesquisa, ajuda mútua e trabalho em equipe. Agradecimento especial aos amigos que fiz nesses anos: **Dr. André C. do Amaral**, **Msc. Rafael Favretto**, **Msc. Taís C. Gaspareto**, **Msc. Ana Cé** e **Msc. João F.F da Silva**. Vocês sempre serão lembrados com carinho e gratidão.

Ao **Laboratório de Estudos e Análises Ambientais (LEAA)**, local de troca de experiências, pesquisa e ajuda mútua, em especial, **Dr. William Michelon**, **Msc. Helga Dinnebier**, **Msc. Bruno Venturin**, **Msc. Camila E. Hollas** e **Msc. Daniela Candido**.

À Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - **Embrapa Suínos e Aves**, pela estrutura disponibilizada para a realização do trabalho; a todos os funcionários, em especial, ao **Dr. Ricardo Luís Radis Steinmetz** e **Dra. Fabiane Goldschmidt Antes**, pelo apoio, pelas sugestões para o aprimoramento do trabalho e exemplo profissional.

À **Dra. Aline Viancelli**, **Dr. William Michelon** da Universidade do Contestado e ao **Laboratório de Virologia Aplicada (LVA)** da Universidade Federal de Santa Catarina, coordenado pela Dra Gislaine Fongaro, por abrirem as portas para a realização de alguns experimentos, pela amizade, exemplo profissional e carinho.

A todos, mesmo aqueles não citados, que fizeram ou fazem parte da minha carreira acadêmica e torcem pelo meu sucesso profissional.

Meu alegre e sincero: Obrigada!

WASTE-to-ENERGY: PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DOS RESÍDUOS DA SUINOCULTURA

RESUMO

O constante crescimento da cadeia suinícola requer planejamento da destinação e tratamento dos resíduos produzidos. Em paralelo, o conceito de economia circular vem ganhando espaço na era da bioeconomia. A digestão anaeróbia é um processo chave em sistemas de tratamento dos resíduos suinícolas, especialmente, considerando os riscos de contaminação ambiental atrelados à disposição inadequada de carcaças de animais mortos e dejetos. A presente tese doutoral teve como objetivo desenvolver arranjos tecnológicos para a produção de biogás a partir dos resíduos da suinicultura, visando à produção de biogás, estabilidade de processo e produção de fertilizantes. Para isso, as atividades foram divididas em duas etapas. A primeira etapa desta pesquisa, contemplada no Artigo I, dedicou-se ao estudo do efeito da separação sólido-líquido (SLS) na produção de biogás e performance do processo utilizando diferentes configurações de reatores em escala de bancada e em escala plena, processos alimentados com dejetos suínos. A segunda etapa deste trabalho, contemplada no Artigo II, no Artigo III e Artigo IV, dedicou-se ao estudo da utilização de carcaças de animais não abatidos na codigestão com dejetos suínos, aumentando a geração de biogás. Para isso, foram analisadas as características dos resíduos, identificando estratégias para aumentar a produção de biogás e estabilidade do processo, considerando potencial energético, pré-tratamentos e aspectos sanitários, a fim de visar ao uso do digestato como fertilizante. Em um segundo momento, ocorreu estudo do potencial de incremento na produção de biogás e impacto na performance do processo de digestão anaeróbia com a adição de carcaça, utilizando reatores em escala de bancada já alimentados com dejetos suínos, além de reatores do tipo lagoa coberta (BLC) e CSTR (continuous stirred tank reactor). Finaliza-se com um estudo de caso, integrando a separação sólido-líquido do dejetos suínos com a codigestão de carcaça suína. Os resultados da escala de laboratório podem prever a capacidade de recuperação do metano para o sistema em escala plena. A produtividade de biogás, para o CSTR, em escala plena, apresentou uma média de $0,65 \pm 0,23 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{ L}^{-1}_{\text{reator}} \text{ d}^{-1}$, enquanto o BLC foi de $0,18 \pm 0,05 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{ L}^{-1}_{\text{reator}} \text{ d}^{-1}$. Quanto aos resultados da codigestão de dejetos suínos e carcaça suína, ambos os modelos de biodigestor foram eficientes para a produção de biogás. No entanto, em comparação à Fase I ($0 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{lodo}}$) e à fase IV ($68 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{dejetos}}$), a produtividade do biogás do CSTR aumentou de $0,41 \pm 0,03$ para $1,63 \pm 0,14 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ m}^3_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e rendimento de biogás de $0,33 \pm 0,03$ para $0,87 \pm 0,10 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$, que representa 397% e 263% em relação à monodigestão do dejetos, respectivamente. Para o BLC, comparação à fase I ($0 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{dejetos}}$) e à fase V ($15 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{dejetos}}$), a produtividade de biogás aumentou de $0,19 \pm 0,02$ para $0,61 \pm 0,05 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ m}^3_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e o rendimento de biogás de $1,12 \pm 0,19$ para $1,27 \pm 0,24 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$, que representa 321% e 113% em relação à monodigestão do dejetos, respectivamente. Já a relação ideal da fração sólida de dejetos suínos e carcaça, foi maior, chegando a $98 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{lodo}}$. Comparando a fase I ($0 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{lodo}}$) e a fase VII ($98 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{lodo}}$), a produtividade do biogás aumentou de $0,57 \pm 0,04$ para $2,77 \pm 0,21 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ m}^3_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e rendimento de biogás de $0,46 \pm 0,05$ para $0,90 \pm 0,17 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$, que representa um incremento de 485% e 195%, respectivamente. Apesar de não haver evidências de inibição da digestão anaeróbia até as relações ideais para os três reatores, nas relações de $100 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{dejetos}}$ (CSTR) e $134 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{lodo}}$ (CSTR), os reatores iniciaram a produção de espuma, apresentando queda na produção de biogás e na concentração de metano. Os arranjos tecnológicos, apresentados ao longo do trabalho, possibilitam tratamento dos resíduos suinícolas, com redução de custos e impactos ambientais, melhorando a sustentabilidade e rentabilidade da cadeia produtiva; assim, pode ser uma das melhores estratégias para o futuro da produção de bioenergia e economia circular em estações de tratamento de resíduos animais. Os principais benefícios para o uso do SLS, seguido de diferentes configurações de reator, são a economia na construção e operação de usinas de biogás, geração de biogás constantemente e implantação de sistema de tratamento

do digestato. A codigestão da carcaça e dejetos ou frações sólidas demonstrou-se um arranjo tecnológico ideal para potencializar a produção de biogás em sistemas de tratamento de dejetos suínos, desde que observadas as relações máximas permitidas para cada modelo de biodigestor, dependente dos substratos que são digeridos.

Palavras-chave: animais mortos; dejetos suínos; estratégia de separação sólido-líquido; CSTR; BLC; digestato; uso agrônomo.

WASTE-TO-ENERGY: BIOGAS PRODUCTION FROM SWINE RESIDUES

ABSTRACT

The constant growth of the swine production chain requires waste destination and treatment planning. Parallel to this, the circular economy concept has been receiving increasing attention in the bio-economy era. Anaerobic digestion is critical in swine manure treatment systems, especially when considering environmental contamination caused by inadequate disposal of dead animal carcasses and manure risks. This doctoral dissertation sought to develop technological arrangements for biogas production from swine manure, with the goals of producing biogas, ensuring process stability, and producing fertilizer. The development of activities was divided into two stages. The first stage (Article I) investigates the effect of solid-liquid separation (SLS) on biogas production and process performance using different lab-scale and full-scale reactors fed with swine manure. The second stage (Articles II, III and IV) investigated carcasses from non-slaughtered animals used in co-digestion with swine manure to increase biogas generation. The characteristics of the residues were analyzed to identify strategies for increasing biogas production and process stability, considering energy potential, pre-treatments, and sanitary aspects, with the goal of using digestate as fertilizer. In a subsequent study, the potential for increased biogas production and its impact on the performance of the anaerobic digestion process with carcass addition was investigated using lab-scale reactors already fed with swine manure, covered lagoon biodigesters (CLB) and CSTR (continuous stirred tank reactor). It concluded with a case study incorporating SLS from swine manure and swine carcass co-digestion. The results of the laboratory scale can be used to forecast the methane recoverability of the full-scale system. The biogas productivity for the full-scale CSTR averaged $0.65 \pm 0.23 \text{ NL}_{\text{biogas}} \text{ L}^{-1}_{\text{reactor}} \text{ d}^{-1}$, while the BLC was $0.18 \pm 0.05 \text{ NL}_{\text{biogas}} \text{ L}^{-1}_{\text{reactor}} \text{ d}^{-1}$. In terms of swine manure and swine carcass co-digestion results, biogas production was efficient in both biodigester models. However, when comparing Phase I ($0 \text{ kg}_{\text{carcass}} \text{ m}^{-3}_{\text{manure}}$) and Phase IV ($68 \text{ kg}_{\text{carcass}} \text{ m}^{-3}_{\text{manure}}$), the CSTR biogas productivity increased from 0.41 ± 0.03 to $1.63 \pm 0.14 \text{ NL}_{\text{biogas}} \text{ L}^{-1}_{\text{reactor}} \text{ d}^{-1}$ and biogas yield from 0.33 ± 0.03 to $0.87 \pm 0.10 \text{ LN}_{\text{biogas}} \text{ kg}_{\text{VSadd}}^{-1}$ which represents 397% and 263% in relation to manure monodigestion, respectively. While for the BLC, phase I ($0 \text{ kg}_{\text{carcass}} \text{ m}^{-3}_{\text{manure}}$) and phase V ($15 \text{ kg}_{\text{carcass}} \text{ m}^{-3}_{\text{manure}}$), the biogas productivity increased from 0.19 ± 0.02 to $0.61 \pm 0.05 \text{ NL}_{\text{biogas}} \text{ L}^{-1}_{\text{reactor}} \text{ d}^{-1}$ and the biogas yield from 1.12 ± 0.19 to $1.27 \pm 0.24 \text{ LN}_{\text{biogas}} \text{ kg}_{\text{VSadd}}^{-1}$ which represents 321% and 113% in relation of manure monodigestion, respectively. On the other hand, the ideal ratio of the solid fraction of swine manure and carcass was higher, reaching $98 \text{ kg}_{\text{carcass}} \text{ m}^{-3}_{\text{manure}}$. Analyzing Phase I ($0 \text{ kg}_{\text{carcass}} \text{ m}^{-3}_{\text{manure}}$) and Phase VII ($98 \text{ kg}_{\text{carcass}} \text{ m}^{-3}_{\text{manure}}$) the biogas productivity increased from 0.57 ± 0.04 to $2.77 \pm 0.21 \text{ NL}_{\text{biogas}} \text{ L}^{-1}_{\text{reactor}} \text{ d}^{-1}$ and biogas yield from 0.46 ± 0.05 to $0.90 \pm 0.17 \text{ LN}_{\text{biogas}} \text{ kg}_{\text{VSadd}}^{-1}$ which represents an increasing of 485% and 195% respectively. Although there is no evidence of inhibition of anaerobic digestion inhibition up to ideal optimal ratios for three reactors at the ratios of $100 \text{ kg}_{\text{carcass}} \text{ m}^{-3}_{\text{slurry}}$ (CSTR) and $134 \text{ kg}_{\text{carcass}} \text{ m}^{-3}_{\text{manure}}$ (CSTR), the reactors started to produce foaming, showing a decrease in biogas production and methane concentration. The technological arrangements presented throughout the work contemplate the possibility of treating swine residues, reducing costs and environmental impacts, improving the sustainability and profitability of the production chain, and could be one of the best strategies for the future of bioenergy production and economy circulates in animal waste treatment plants. The main advantages of using SLS followed by different reactors are cost savings in the construction and operation of biogas plants, consistent biogas generation, and a digestate treatment system. The co-digestion of carcass and manure or solid fractions proved to be an ideal technological arrangement for increasing biogas production in swine manure treatment systems, while adhering to the maximum allowed ratios for each biodigester model.

Keywords: dead animals; swine manure; solid-liquid separation strategies; CSTR, CLB, digestate, agronomic use.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	XII
LISTA DE FIGURAS	XIV
LISTA DE ABREVIATURAS	XVI
1 INTRODUÇÃO.....	17
2 OBJETIVOS.....	19
2.1 Objetivo geral	19
2.2 Objetivos específicos.....	19
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
3.1 A prática da suinocultura no Brasil	20
3.2 Resíduos gerados na atividade suinícola	21
3.2.1 Mortalidade de animais	22
3.2.2 Efluentes suinícolas.....	24
3.3 Biogás no contexto da economia circular	26
3.4 Digestão anaeróbia (DA)	27
3.5 Parâmetros que influenciam a digestão anaeróbia	31
3.5.1 pH, alcalinidade e AGV	31
3.5.2 Temperatura.....	32
3.5.3 Nitrogênio.....	32
3.5.4 Configuração de reatores	33
4 Apresentação e abordagem do trabalho	35
5 ARTIGO I: IMPACTO DE ESTRATÉGIAS DE PRÉ-TRATAMENTO DO DEJETO SUÍNO NA PRODUÇÃO DE BIOGÁS: ESTUDOS EM ESCALA DE LABORATÓRIO E APLICAÇÃO EM ESCALA REAL ¹.....	36
5.1 INTRODUÇÃO	37
5.2 MATERIAL E MÉTODOS	38
5.2.1 Coleta e caracterização das amostras.....	38
5.2.2 Potencial bioquímico de biogás (PBB).....	40
5.2.3 Reatores em escala de laboratório	40
5.2.4 Reatores em escala plena	42
5.2.5 Métodos analíticos.....	42
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
5.3.1 Características das amostras e potencial bioquímico de biogás	43

5.3.2	Performance dos reatores em escala de bancada.....	45
5.3.3	Performance dos reatores em escala plena	46
5.3.4	Escala de bancada versus escala plena.....	47
5.4	Dessulfurização biológica em escala plena: aprendizados	49
5.5	CONCLUSÕES	52
6	ARTIGO II: ASPECTOS ENERGÉTICOS, SANITÁRIOS E NUTRICIONAIS DA CODIGESTÃO DE DEJETO SUÍNO E CARÇAÇA SUÍNA².....	53
6.1	Introdução	54
6.2	Potencial de produção de energia dos resíduos da suinocultura e seu uso como biofertilizante	55
6.3	Codigestão de dejetos suíno e carcaça suína visando a potencialização da produção de biogás.....	57
6.4	Inibidores da produção de biogás a partir de resíduos da suinocultura.....	59
6.4.1	Amônia	59
6.4.2	Acúmulo de ácidos	59
6.4.3	Efeito dos antibióticos e sua persistência no digestato	60
6.5	Pré-tratamentos para aumentar a produção de biogás e biohidrogênio em dejetos suíno e carcaças.....	61
6.5.1	Pré-tratamentos mecânicos: Trituração	64
6.5.2	Pré-tratamentos térmicos	64
6.5.3	Pré-tratamentos físicos: eletrólise e ultrassom	64
6.5.4	Pré-tratamentos químicos: amônia	65
6.5.5	Pré-tratamentos biológicos: microrganismos e enzimas	65
6.6	Segurança sanitária na disposição de carcaças e dejetos animais	66
	Alguns métodos de pré-tratamento possuem potencial de controle dos patógenos na carcaça animal. Efeitos positivos foram relatados para a hidrólise alcalina, a qual foi possível eliminar completamente os patógenos, incluindo os agentes da encefalopatia espongiforme. O mecanismo pode envolver ação alcalina combinada a temperatura, o qual rompe as paredes celulares dos patógenos. O tratamento térmico controla uma gama ampla de patógenos, tais como <i>Enterococcus faecalis</i> , <i>Salmonella Senftenberg</i> , <i>Parvovirus</i> , ovos de helmintos (Liu <i>et al.</i> , 2019b). Além disso, tecnologias não térmicas podem contribuir para o controle de patógenos, tais como campos elétricos pulsados (CEP), microondas, pressurização, ultrassom e tratamentos químicos. O CEP, reduziu efetivamente <i>Enterococcus faecalis</i> , e <i>E.coli</i> (0,5- 3,5log10) em resíduos animais (Liu <i>et al.</i> , 2019c).	69
6.7	Vantagens técnico-econômicas.....	69
6.8	Considerações finais	69

ARTIGO III: EFEITO DA ADIÇÃO DE CARÇA NA PERFORMANCE DE REATORES CSTR E BLC TRATANDO DEJETO SUÍNO.....	71
6.9 Introdução	72
6.10 Material e métodos.....	73
6.10.1 Características do substrato e potencial bioquímico de biogás (PBB)	73
6.10.2 Operação do CSTR e BLC	75
6.10.3 Métodos Analíticos	76
6.11 Resultados e discussão.....	77
6.11.1 Produção de biogás dos reatores CSTR e BLC sob diferentes COV's	77
6.11.2 NAT, relação Al/AP, pH, AGV e sólidos nos reatores CSTR e BLC.....	81
6.11.3 Qualidade do digestato.....	85
6.12 Conclusões	87
7 ARTIGO IV: CODIGESTÃO COMO ESTRATÉGIA PARA POTENCIALIZAR A PRODUÇÃO DE BIOGÁS DE REATORES TRATANDO DEJETO SUÍNO APÓS SSL: ESTUDO DE CASO.	88
7.1 Introdução	89
7.2 Material e Métodos.....	90
7.2.1 Características do substrato e potencial bioquímico de biogás (PBB)	90
7.2.2 Operação do CSTR	92
7.2.3 Métodos Analíticos	93
7.3 Resultados e Discussão	94
7.3.1 Performance do reator CSTR	94
7.3.1 NAT, relação Al/AP, pH, AGV e sólidos durante a codigestão da fração sólida do dejetos e carcaça.....	96
7.3.1 Potencial agrônômico do digestato.....	100
7.4 Conclusões	101
8 CONSIDERAÇÕES FINAIS	102
9 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	103
10 REFERÊNCIAS.....	104

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Estimativas de mortalidade de suínos em toneladas a partir do número de animais alojados em cada fase dos suínos.....	23
Tabela 2	Vantagens e desvantagens dos métodos de disposição de carcaças (Tápparo <i>et al.</i> , 2019a).	24
Tabela 3	Principais microrganismos envolvidos em cada etapa da digestão anaeróbia	30
Tabela 4	Evolução da relação AI/AP, de acordo com condição operacional do reator.	31
Tabela 5	Comparação entre as características de reatores BLC e CSTR.	34
Tabela 6	PBB, SV, N, P e K de cada fração do dejetos suíno após a SSL.....	44
Tabela 7	Performance e eficiência na remoção de SV dos reatores CSTR e BLC em escala de bancada e plena.	48
Tabela 8	Produção de biogás por litro de dejetos suíno para várias fases produtivas.	55
Tabela 9	Concentração de nutrientes para o dejetos suíno em diferentes fases produtivas e para a carcaça.....	56
Tabela 10	Estudos de inibição durante a codigestão anaeróbia de carcaças suínas e outros resíduos.....	58
Tabela 11	Pré-tratamentos e seus efeitos no dejetos e carcaça suína.....	62
Tabela 12	Principais patógenos presentes nos dejetos suínos, suas doenças associadas, sobrevivência ambiental e sistemas de inativação / tratamento.	67
Tabela 13	Características da carcaça e dejetos suíno utilizados nos experimentos.....	74
Tabela 14	Condições operacionais da codigestão anaeróbia de carcaça e dejetos de suíno em reatores CSTR e BLC.....	76
Tabela 15	Dados do monitoramento da codigestão anaeróbia de carcaça e dejetos de suíno em reatores CSTR e BLC.....	78
Tabela 16	Características do digestato quanto a nutrientes em relação a cada fase de operação dos reatores CSTR e BLC.	85
Tabela 17	Características do digestato dos reatores BLC e CSTR quanto a macro e micronutrientes comparados com as concentrações máximas e mínimas exigidas na IN 25.....	86
Tabela 17	Características da carcaça e frações sólidas do dejetos suíno utilizados nos experimentos.....	91
Tabela 19	Condições operacionais da codigestão anaeróbia da fração sólida de dejetos de suíno e carcaça em reator CSTR.....	93
Tabela 20	Condições operacionais e dados de monitoramento da codigestão anaeróbia de carcaça e fração sólida do dejetos de suíno em reator CSTR*.....	97

Tabela 21 Características do digestato quanto a nutrientes em relação a cada fase de operação do reator.	100
Tabela 22 Características do digestato quanto a macro e micronutrientes comparados com as concentrações máximas e mínimas exigidas na IN 25.....	101

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Estratificação do sistema produtivo em função das fases dos suínos.....	20
Figura 2	Produção mundial de carne suína (milhões de toneladas).....	21
Figura 3	Estrutura conceitual da relação da produção, geração de resíduos, e economia circular.....	27
Figura 4	Fluxograma das rotas metabólicas envolvidas na digestão anaeróbia.....	28
Figura 5	Esquema da unidade de separação sólido-líquido e alimentação dos biodigestores. Onde: BLC: biodigestor lagoa coberta. CSTR: do inglês <i>continuous stirred tank reactor</i> . CHP: grupo moto gerador.....	39
Figura 6	Reator CSTR (A), BLC (B) em escala de bancada, e reator CSTR (C) e BLC (D) em escala plena alimentados com dejetos suínos após unidade de separação sólido-líquido.....	41
Figura 7	Produtividade e rendimento de biogás dos reatores CSTR (A) e BLC (B) em escala de bancada.....	45
Figura 8	Produtividade e rendimento de biogás dos biodigestores CSTR (A) e BLC (B) em escala plena.....	47
Figura 9	Produção global (CSTR e BLC) de biogás a partir da digestão anaeróbia de dejetos suínos.....	49
Figura 10	Monitoramento do processo de dessulfurização. Variações na concentração de H ₂ S no headspace do BLC em relação a operação do grupo moto gerador (A). Concentração do H ₂ S (linha cinza) e CH ₄ (linha preta) no período de janeiro de 2018 a março de 2020 (B) Perfil de H ₂ S após a interrupção da suplementação de oxigênio durante 120 h no headspace do BLC (C).....	52
Figura 11	Reator CSTR (A), BLC (B) em escala de bancada alimentados com dejetos suínos e carcaça suína.....	75
Figura 12	Desempenho da codigestão anaeróbia de carcaça e dejetos suínos em relação ao rendimento do CSTR (A, B) e BLC (C, D) sob diferentes valores de carga orgânica volumétrica aplicada (ver Tabela 14). As diferenças de COV dentro das fases de operação correspondem a troca do dejetos utilizado (nova coleta).....	80
Figura 13	Variação da Relação AI/AP, pH (A), NAT, AL (B), ST, SV, Remoção de SV (C) e concentração de AGV (D) durante a operação de reator.....	82
Figura 14	Variação da Relação AI/AP, pH (A), NAT, AL (B), ST, SV, Remoção de SV (C) e concentração de AGV (D) durante a operação de reator BLC alimentado com dejetos suínos e carcaça.....	84

Figura 15 Reator CSTR em escala de bancada alimentado com fração sólida de dejetos suíno e carcaça suína.	92
Figura 16 Desempenho da codigestão anaeróbia de carcaça e fração sólida de dejetos suíno em relação ao rendimento (A) e produtividade (B). As diferenças de COV dentro das fases de operação correspondem a troca das frações sólidas de dejetos utilizados (nova coleta).....	95
Figura 17 Variação da Relação AI/AP, pH (A), NAT, AL (B), ST, SV, Remoção de SV (C) e concentração de AGV (D) durante a operação de CSTR alimentado com fração sólida de dejetos suíno e carcaça.....	99

LISTA DE ABREVIATURAS

- AGV – Ácidos graxos voláteis
- AI – Alcalinidade intermediária
- AP – Alcalinidade parcial
- CC – Ciclo completo
- CR – Crechário
- CT – Carbono total
- DA – Digestão anaeróbia
- GEE – Gases de efeito estufa
- LBLC – Lodo BLC
- LD – Lodo decantado
- MAPA – Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento
- NT – Nitrogênio total
- ONU – Organização das Nações Unidas
- SF – Sólidos fixos
- SN – Sobrenadante
- SPAC's – Sistemas de produção de animais confinados
- SRP – Sólido retido na peneira
- ST – Sólidos totais
- SV – Sólidos voláteis
- PBB – Potencial bioquímico de biogás
- UFP – Unidade formadora de placa
- UPD – Unidade produtora de desmamados
- UPL – Unidade produtora de leitões
- UT – Unidade de terminação

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e consequente demanda por alimentos induziram ao incremento na demanda global por energia. Concomitantemente, a natureza não renovável dos combustíveis fósseis, responsáveis por mais de dois terços do suprimento global de energia, proporciona a discussão do cenário energético, uma vez que os recursos estão se esgotando. A busca por fontes de energia renovável tornou-se objetivo crucial e estratégico para a estabilidade energética (SHARMA *et al.*, 2020). O aumento populacional, por outro lado, está causando uma elevação na demanda por alimentos, consequentemente, aumentando sem precedentes a geração de resíduos. Assim, a ONU, no âmbito da agenda 2030, atribuiu a meta sete de aumentar a contribuição das fontes renováveis na demanda total de energia e a meta doze de assegurar padrões de produção e consumo sustentáveis (ONU, 2015). As metas devem ser alcançadas até o ano de 2030, de maneira que sua principal conexão são os resíduos.

A cadeia pecuária, por sua vez, ao mesmo tempo em que contribui com produção de proteína animal, possui a geração de resíduos dentro das unidades produtivas (KUNZ *et al.*, 2009a; TÁPRARO *et al.*, 2020a). O setor produtivo e de abate representa desenvolvimento e emprego no interior do país, especialmente, no Sul do Brasil (ABPA, 2020). O Brasil possui posição de destaque mundial na produção e exportação dos produtos de origem animal, sendo que o status sanitário dos plantéis contribui para essa posição privilegiada. Segundo as projeções do MAPA (2020), há a estimativa de que, até o final da próxima década (2030), as cadeias de proteína animal entrarão em um cenário de forte crescimento. A produção de bovinos, suínos e aves pode alcançar um crescimento de, aproximadamente, 16, 27 e 28%, respectivamente.

Com a elevada produção em pequenas áreas territoriais, faz-se necessário o manejo e disposição adequada dos resíduos produzidos tanto nas propriedades rurais quanto na indústria, o que ocasiona preocupação ao setor. As tendências para operações mais concentradas, os SPAC's, propiciam a economia de escala. Além disso, é primordial aproveitar toda a potencialidade dos resíduos, contribuindo com a diminuição do uso de combustíveis fósseis e fertilizantes minerais. Os resíduos orgânicos são um reservatório de carbono para a produção de energia que, em contraponto, representam desafios associados às emissões de gases de efeito estufa (GEE) e redução de poluentes. Assim, a relação sinérgica entre a produção de resíduos e produção de energia abre a oportunidade econômica para converter passivos ambientais em fluxos de receita (SKAGGS *et al.*, 2018).

Aliadas às tendências do agronegócio brasileiro, a produção e uso do biogás são possibilidades para mitigar a emissão de GEE, sendo estratégica na aplicação do conceito de economia circular, pois, ao mesmo tempo em que mitiga os efeitos ambientais, reforça a sustentabilidade da cadeia de produção. O uso de biodigestores contribui para a estabilização

dos resíduos e geração de renda, uma vez que o biogás gerado pode ser utilizado como fonte energética renovável e confiável. Estima-se que são gerados aproximadamente 110 mil ano⁻¹ toneladas de carcaças de suínos mortos (KRABBE, 2017) e aproximadamente 75 milhões m³ ano⁻¹ de dejetos no Brasil (MORETTI *et al.*, 2021).

Apesar da digestão anaeróbia ser uma tecnologia amplamente estudada e difundida para o dejetos, ainda existem alguns desafios quanto à potencialização de produção de biogás desses resíduos e o desenvolvimento de arranjos tecnológicos combinando diferentes tecnologias de biodigestores a sistemas de pré-tratamento em escala industrial. Além disso, são necessárias informações técnicas quanto à codigestão de dejetos suíno e carcaça visando à estabilidade do processo, produção de biogás e qualidade do digestato.

Dessa forma, a presente tese doutoral aborda duas questões interligadas: 1) uso da separação sólido-líquido como estratégia para a produção de biogás, a partir de dejetos suíno, utilizando diferentes tecnologias de biodigestores; 2) desenvolvimento de arranjos tecnológicos para a codigestão de carcaça e dejetos suíno. A partir dessas duas questões, foram delineadas as seguintes hipóteses: **Hipótese 1:** As frações de dejetos suíno, após unidade de separação sólido-líquido apresentam diferentes resultados de potencial bioquímico de biogás. **Hipótese 2:** Os reatores em escala de laboratório podem prever a produtividade e rendimento de biogás de reatores em escala plena. **Hipótese 3:** As relações ideias de carcaça/dejetos considerando o melhor desempenho do reator quando à produtividade e rendimento de biogás são diferentes para cada modelo de biodigestor. **Hipótese 4:** A separação sólido-líquido do dejetos suíno não influencia a relação máxima de carcaça que pode ser utilizada em reatores alimentados com dejetos suíno ou frações sólidas de dejetos suíno.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Desenvolvimento de arranjos tecnológicos para a produção de biogás a partir dos resíduos da suinocultura, a fim de obter maiores índices de recuperação de energia, estabilidade de processo e produção de fertilizantes.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a produção de biogás do dejetos suíno após separação sólido-líquido, utilizando sistema composto de biodigestores CSTR e BLC, em escala de laboratório e plena.
- Determinar os parâmetros operacionais da codigestão de carcaça e dejetos suíno, considerando 2 modelos de biodigestor, visando à estabilidade do processo e potencialização da produção de biogás.
- Avaliar a codigestão anaeróbia da fração sólida do dejetos suíno e carcaça suína em 8 diferentes relações carcaça/lodo: um estudo de caso.
- Determinar o potencial agronômico do digestato.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 A prática da suinocultura no Brasil

No Brasil, majoritariamente, o sistema produtivo de suínos é dividido de acordo com ciclos de vida dos suínos, sendo dividida e utilizada conforme estratégias de mercado: a) Ciclo completo (CC), unidade de produção em que existem todas as fases do ciclo reprodutivo; b) Unidade de produção de leitões (UPL), suínos em fase reprodutiva, em que ocorre o nascimento dos leitões e a fase inicial de crescimento (até atingirem, aproximadamente, 25 kg); c) Unidade produtora de desmamados (UPD), suínos em fase reprodutiva, quando ocorre o nascimento dos leitões e, após o desmame (em média 7kg), são encaminhados ao crechário; d) Crechário (CR), leitões desmamados até atingirem um peso aproximado de 25 kg; e) Unidade de terminação (UT), fase caracterizada pela engorda dos suínos (25 a 130kg) (ABCS, 2014; FAO, 2016). O resumo das fases dos suínos e a estratificação do sistema produtivo estão apresentados na Figura 1.

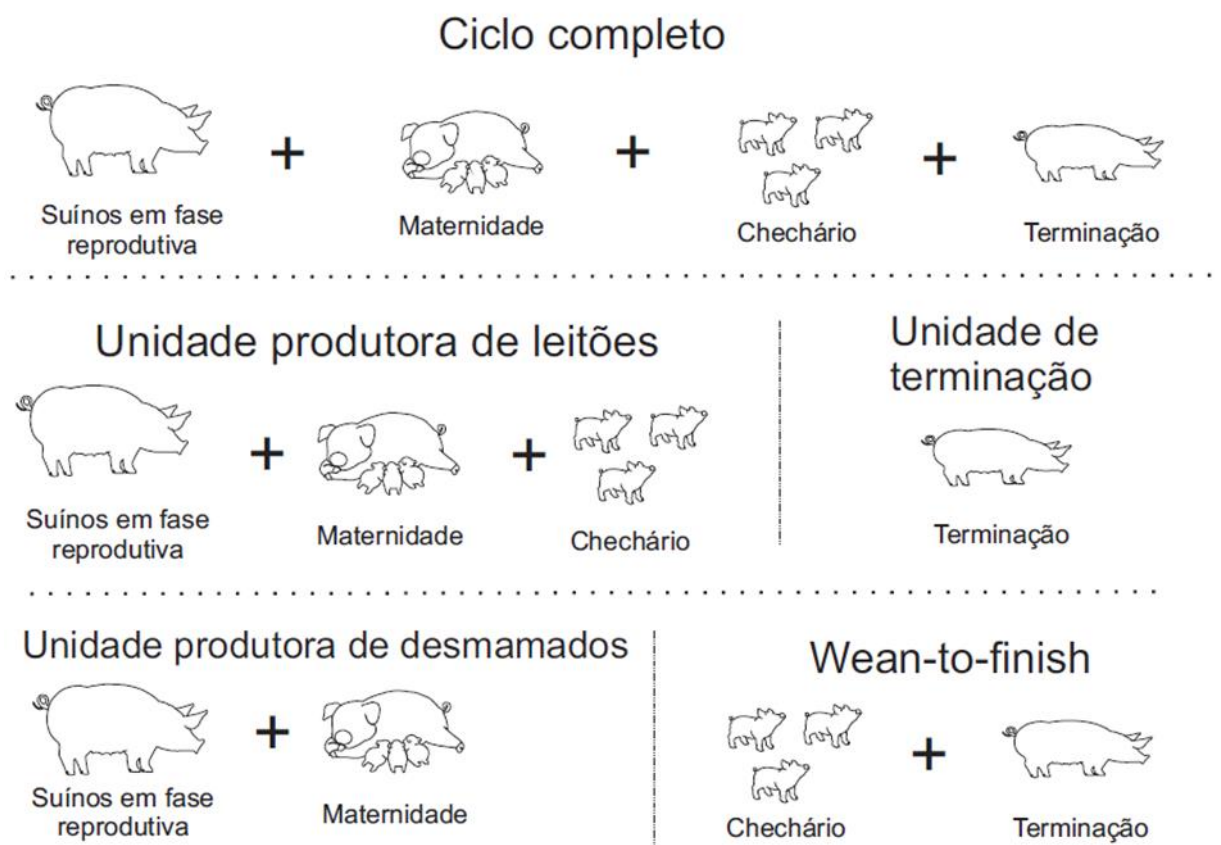


Figura 1 Estratificação do sistema produtivo em função das fases dos suínos.
Nota: Adaptado de Amaral *et al.* (2016).

Devido à criação tecnificada e industrial de suínos, o Brasil encontra-se na 4ª colocação no que se refere à produção e exportação de carne suína, com aproximadamente 4,4 milhões

de toneladas, em 2020, atrás da China, EU e EUA (Figura 2) (ABPA, 2021). Os quatro maiores produtores juntos representam aproximadamente 80% da produção mundial de carne suína. A produção de carne suína acompanhou a demanda interna e a crescente exportação, a qual, na última década, teve aumento de 100% do volume exportado (ABPA, 2021). A competitividade é resultante da incorporação de avanços tecnológicos, organização da cadeia produtiva e *status* sanitário do país. A região Sul do país possui a maior concentração de animais, com 49,3% do rebanho nacional, seguida pela região Sudeste (17,2%), Centro-Oeste (15,7%), Nordeste (14,4%) e Norte (3,4%).

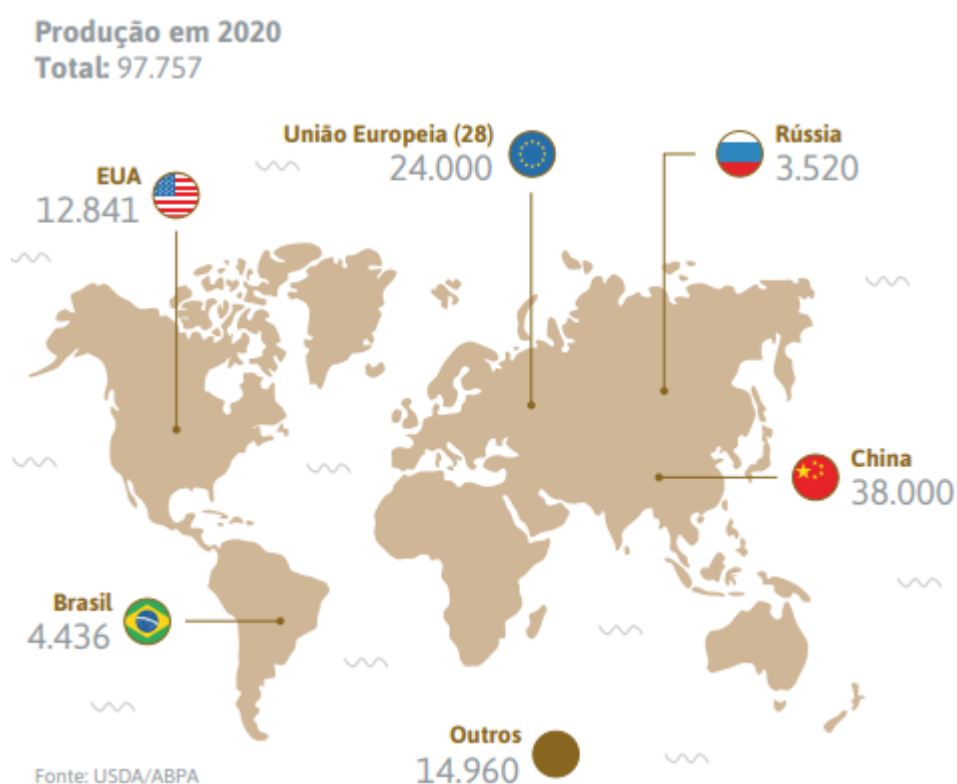


Figura 2 Produção mundial de carne suína (milhões de toneladas).
Nota: Fonte: ABPA, 2021.

3.2 Resíduos gerados na atividade suinícola

Segundo as projeções do (MAPA, 2020), há a estimativa de que, até o final da próxima década (2030), as cadeias de proteína animal entrarão em um cenário de forte crescimento. A produção de suínos, por sua vez, pode alcançar um crescimento de aproximadamente 27%. Como consequência da crescente intensificação das práticas pecuárias (SPAC's), o volume de resíduos gerados elevou-se em uma área geográfica limitada, excedendo a demanda e a capacidade de destinação via solo dos resíduos; em consequência, os riscos de contaminação ambiental aumentaram (KUNZ *et al.*, 2012). Os resíduos produzidos pela atividade suinícola podem ser divididos em duas categorias: produção de suínos e industrialização da carne suína. A nível de produção, destacam-se a geração de carcaças de animais mortos e de dejetos; e a

nível industrial, destacam-se resíduos de carne, sangue, gordura, carcaças condenadas e água de lavagem (TÁPPARO *et al.*, 2019a).

3.2.1 Mortalidade de animais

A mortalidade animal dentro de uma granja pode ser oriunda de diversas causas: ser natural, por doenças, por problemas locomotores ou de desenvolvimento do animal (SANZ *et al.*, 2007). As taxas de mortalidade possuem variabilidade em função da causa e em cada fase do ciclo produtivo dos animais, variando entre 3,2% e 7%. A mortalidade suína pode ser dividida em categorias:

- a) Mortalidade de notificação obrigatória: causada por agentes infecciosos e que demandam medidas de controle. O Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) possui norma de notificação de doenças obrigatórias, na qual prevê a destinação dos animais via incineração (BRASIL, 2006).
- b) Mortalidade catastrófica: decorrentes de acidente no transporte, condições climáticas extremas ou falta de insumos essenciais.
- c) Mortalidade rotineira: ocorre diariamente e não se enquadra nas subdivisões acima.

No Brasil, não existe uma normatização que trate da destinação de animais mortos rotineiramente nas unidades produtoras de suínos, ao contrário de outros países ou blocos econômicos, como a União Europeia (1069/2009 / CE), a qual prevê as opções e respectivas condições de tratamento dos animais mortos. A destinação de animais mortos é um problema de difícil solução, que vem se agravando com a intensificação da produção. A disposição segura da carcaça animal é elemento importante da pecuária e de saúde pública animal e humana (WON *et al.*, 2016), pois podem servir como matriz para a transmissão de patógenos, muitos de importância zoonótica (BERGE *et al.*, 2009; GWYTHYER *et al.*, 2011; ZHONG *et al.*, 2017a).

Estima-se que, anualmente, são geradas no Brasil aproximadamente 1,3 milhões de toneladas de animais mortos, sendo que, desse total, aproximadamente 110 mil toneladas são originadas na suinocultura (KRABBE, 2017). A Tabela 1 apresenta as estimativas de geração de carcaça suína, considerando-se o sistema produtivo e o número de animais alojados.

Tabela 1 Estimativas de mortalidade de suínos em toneladas a partir do número de animais alojados em cada fase dos suínos.

Fase	Número de animais alojados	Taxa de mortalidade (%) *	Peso médio (kg)****	Estimativa de mortalidade
Reprodutor (matriz)	1.000			17,5
	3.000	7**	250	52,5
	5.000			87,5
	10.000			175
				ton ano ⁻¹
Maternidade	1.000			0,2
	3.000	7***	3	0,6
	5.000			1
	10.000			2
Chechário	1.000			0,5
	3.000	3,2***	15	1,5
	5.000			2,5
	10.000			5
				ton lote ⁻¹
Terminação	1.000			3
	3.000	4***	75	9
	5.000			15
	10.000			30

Notas: *(ABCS, 2014)

**taxa anual.

***taxa por lote.

****(Krabbe, 2017).

Assim, no ano de 2015, a Embrapa, em parceria com o MAPA, elaborou o projeto denominado “Tecnologias para a destinação de animais mortos” (TEC-DAM), o qual tem por objetivo avaliar, desenvolver e aprimorar soluções tecnológicas, bem como subsidiar a formulação de normativa técnica para a correta disposição de animais mortos das cadeias agropecuárias, visando à biossegurança das unidades produtoras, assim como sistemas sustentáveis (EMBRAPA, 2016). As ações do projeto contemplam a gestão dos resíduos, avaliação de rotas tecnológicas, remoção de animais das unidades produtoras e análise de risco.

Na Tabela 2, estão descritos os principais métodos de disposição da carcaça animal, assim como as respectivas vantagens e desvantagens.

Tabela 2 Vantagens e desvantagens dos métodos de disposição de carcaças (TAPPARO *et al.*, 2019a).

Método	Vantagens	Desvantagens
Incineração	Inativação total de patógenos; Volume reduzido de resíduo;	Processo oneroso; Necessidade de equipamento; Produção de cinzas; Emissão de gases; Necessidade de transporte;
Enterro	Fácil; Sem custo;	Contaminação dos recursos hídricos profundos; Contaminação do solo; Lixiviação de patógenos; Degradação lenta;
Fabricação de farinha	Não gera resíduos; Reuso do material;	Limitações logísticas e de comércio; Emissão de gases e odores; Necessidade de transporte;
Compostagem	Produção de fertilizante orgânico; Tecnologia de fácil aplicação; Inativação de patógenos;	Necessidade de controle de patógenos devido a emissão de odores e crescimento de patógenos; Necessidade de esartejamento do animal, dependendo do seu tamanho;
Digestão anaeróbia	Produção de energia; Produção de fertilizante; Tecnologia de fácil aplicação;	Necessidade de pré-tratamento para inativação de patógenos; Trituração;

3.2.2 Efluentes suinícolas

Devido à intensificação do setor pecuário, grandes volumes de dejetos suínos são gerados. O dejetos suínos é constituído por altas concentrações de matéria orgânica, nutrientes, metais (ex. cobre e zinco), resíduos de medicamentos veterinários e microrganismos

patogênicos, sendo que seu tratamento inadequado resulta na deterioração da atmosfera, dos corpos hídricos e do solo, comprometendo a saúde e meio ambiente (HU *et al.*, 2019).

O volume e as características do dejetos estão intimamente ligados aos aspectos da produção dos suínos, tais como: alimentação, o sistema de limpeza e manejo, desperdício de água nas instalações e de cada fase de crescimento do suíno (WILSON *et al.*, 2020). Essas informações são indispensáveis para o planejamento das instalações e dimensionamento do tratamento de efluentes. Em consequência dessas variabilidades, a produção de biogás e metano do dejetos suíno pode apresentar variações tanto entre as fases de produção quanto entre as unidades produtoras de suínos (AMARAL *et al.*, 2016).

A digestão anaeróbia de dejetos suíno é uma tecnologia difundida em todo o mundo, assim, ao longo dos anos, inúmeros estudos foram conduzidos com os seguintes objetivos:

1. potencializar a produção de biogás (TAPPARO *et al.*, 2020a, 2021a);
2. aumentar a vida útil dos biodigestores (TAPPARO *et al.*, 2021a; CÂNDIDO *et al.*, 2022);
3. avaliar a influência do manejo do dejetos e do ciclo de vida do suíno na produção de biogás (DENG *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*, 2014);
4. propor alternativas de pré-tratamentos físico-químicos (KUNZ *et al.*, 2009b; CÂNDIDO *et al.*, 2022);
5. estudar configuração de reatores (LINS *et al.*, 2020);
6. avaliar inibidores presentes no dejetos suíno (HANSEN *et al.*, 1998; HO & HO, 2012);
7. identificar a comunidade microbiana dos reatores (LUIS *et al.*, 2014; ZHOU *et al.*, 2016);
8. remoção de antibióticos (FENG *et al.*, 2017);
9. inativação de patógenos (VIANCELLI *et al.*, 2013; FONGARO *et al.*, 2014);

Um dos desafios da suinocultura é desenvolver arranjos tecnológicos com sistemas de digestão anaeróbia integrando os resultados citados acima, com a aplicação de conceitos de “waste-to-energy” e economia circular. Uma definição simples de “waste-to-energy” é o uso de resíduos para a produção de energia como alternativa às fontes de energia não-renováveis (EL SHELTAWY *et al.*, 2019). Segundo Morsetto (2020), a economia circular pode ser definida como um modelo no qual os recursos são utilizados de forma eficiente por meio da minimização da produção de resíduos, redução de uso de recursos primários e que os produtos gerados entrem em “loop” fechado, protegendo, assim, o meio ambiente e proporcionando benefícios socioeconômicos. O “loop” fechado é caracterizado por processos de redução de produção, reciclagem e reutilização dos resíduos. Na suinocultura, podemos utilizar o conceito de economia circular, ao considerarmos a utilização dos resíduos produzidos durante a atividade. Os resíduos podem ser transformados em subprodutos, como energia, nutrientes e água de

reúso ou biofertilizantes, encerrando, assim, o ciclo, com aproveitamento dos recursos gerados para a produção de animais.

Do ponto de vista ambiental, a característica de produção de suínos confinados coloca em risco os corpos hídricos, o solo e a qualidade do ar, pois a produção de dejetos e carcaças torna-se concentrada, no entanto, cria a oportunidade de coletar esses resíduos e aproveitá-los para a produção de energia. Na suinocultura, além dos benefícios quanto à estabilização da matéria orgânica e produção de biogás, a adoção de biodigestores favorece a implementação de sistemas de remoção de nutrientes e, conseqüentemente, reúso de água.

3.3 Biogás no contexto da economia circular

O rápido e constante crescimento populacional aliado ao desenvolvimento industrial, impacta diretamente a demanda energética mundial. A FAO prevê um incremento mundial de 60% na demanda por energia até 2025. Diante disso, a participação de fontes renováveis na matriz energética está aumentando, no entanto, essa contribuição ainda é baixa considerando-se o elevado consumo de combustíveis fósseis. De acordo com o relatório da Associação Internacional de Biogás, atualmente, a geração de energia, a partir da digestão anaeróbia, representa apenas entre 1,6 e 2,2% do potencial mundial de geração, considerando o potencial de produção a partir dos substratos existentes (WBA, 2019).

A produção de energia, a partir dos resíduos agropecuários em usinas de biogás, por sua vez, está gradualmente se desenvolvendo no Brasil, tendo sido iniciada na década de 1970. Segundo a CIBiogás (2020), estavam em operação, no Brasil, no ano de 2019, 521 plantas de biogás com fins energéticos, das quais 78% são de pequeno porte (até 1 milhão de Nm³ de biogás por ano), representando 9% do volume total de biogás gerado.

Em paralelo, o modelo de economia circular vem ganhando cada vez mais espaço na era da bioeconomia. A reintrodução dos resíduos gerados nas cadeias produtivas possui papel fundamental na sua gestão e disposição, assim como no uso racional de recursos (água e energia); conseqüentemente, energia renovável e subprodutos, como fertilizante, podem ser gerados (DIAMANTIS *et al.*, 2021). Os resíduos orgânicos são um reservatório de carbono, o qual pode ser convertido em energia. O desafio para garantir a viabilidade do “waste-to-energy” está na compreensão da variabilidade da produção dos resíduos, características, métodos de pré-processamento e tecnologias disponíveis (SKAGGS *et al.*, 2018). A digestão anaeróbia (DA) é um componente importante do tratamento de efluentes e apresenta-se como uma solução para os dejetos animais, removendo a matéria orgânica e gerando biogás.

A cadeia de abastecimento de resíduos em energia (waste-to-energy) como sistema de energia descentralizada é um método viável para a economia circular, pois contribui com a resolução simultânea dos dilemas da demanda de energia, gestão de resíduos e emissão de GEE (PAN *et al.*, 2015). Nos últimos anos, ocorreu uma mudança de paradigma em relação à

DA, a qual não é mais vista apenas como uma tecnologia de tratamento de resíduos, mas sim como um processo facilitador da economia circular, por meio da recuperação de energia e outros subprodutos (TESSELE & VAN LIER, 2020). A Figura 3 apresenta a estrutura conceitual em relação à produção, geração de resíduos e recuperação de energia. Dentro do conceito de economia circular, claramente, a DA encaixa-se nos princípios de economia circular, também, apoiando a transição para um futuro de baixa emissão de carbono.

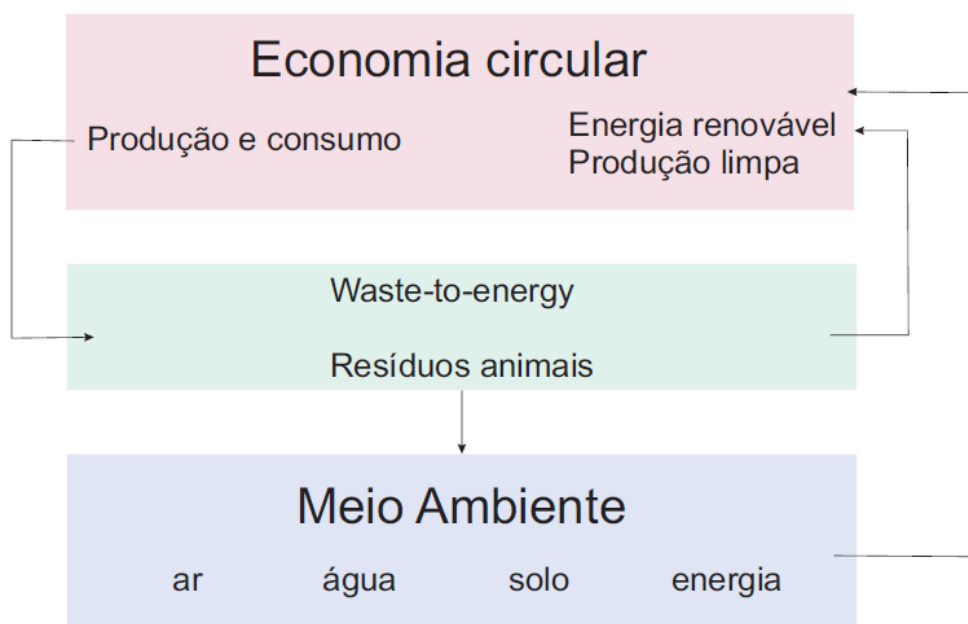


Figura 3 Estrutura conceitual da relação da produção, geração de resíduos, e economia circular.
Nota: Fonte: Adaptado (PAN *et al.*, 2015).

3.4 Digestão anaeróbia (DA)

A DA é um processo microbiológico que envolve uma série de processos metabólicos complexos, mediada por consórcios de microrganismos responsáveis por etapas individuais e que possuem relações sinérgicas com os consórcios envolvidos nas outras etapas. Resumidamente, abaixo, estão descritas as etapas da DA e, na Figura 4, estão ilustradas as principais reações e produtos que ocorrem durante o processo.

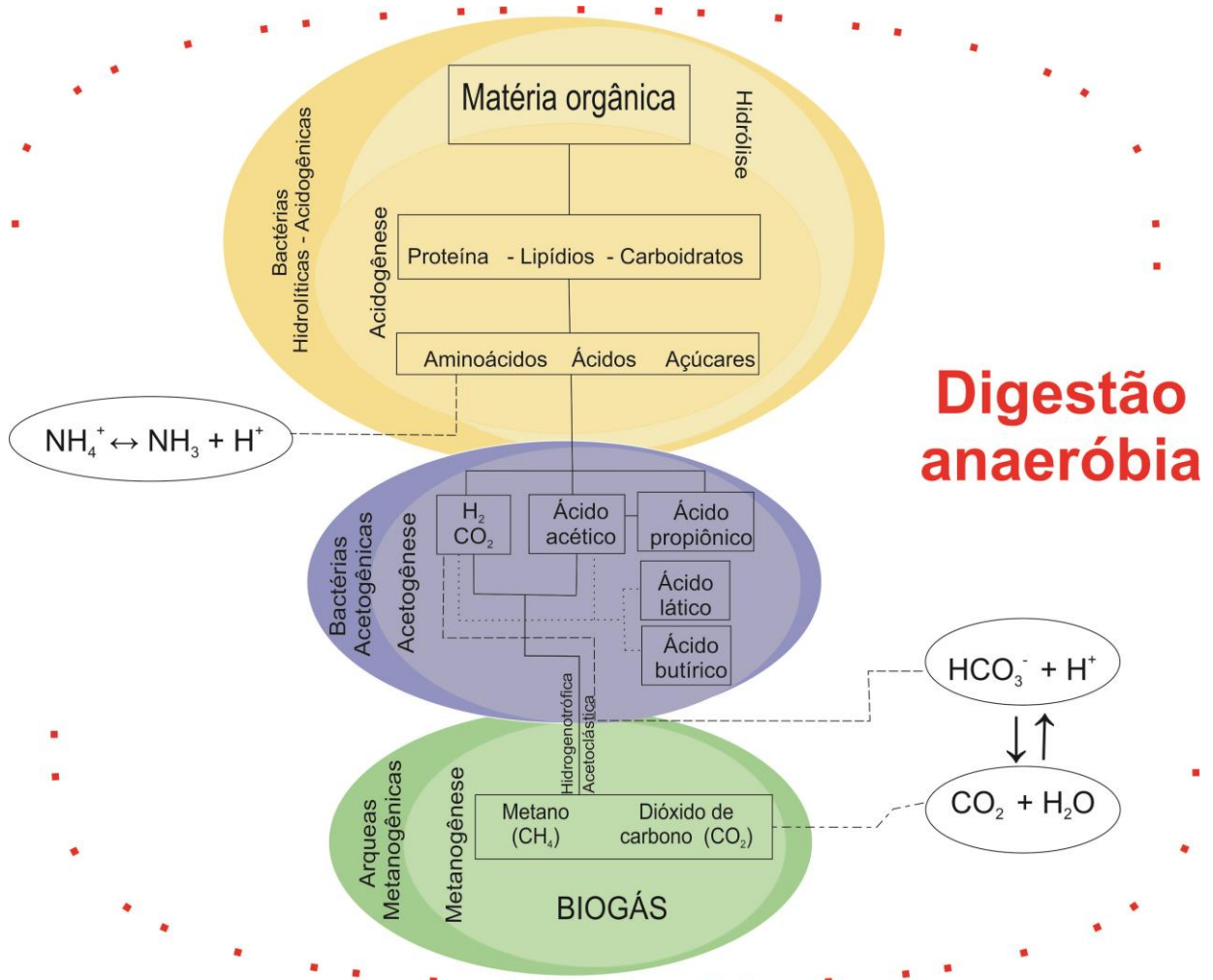


Figura 4 Fluxograma das rotas metabólicas envolvidas na digestão anaeróbia.
Nota: Fonte (TÁPPARO *et al.*, 2021b)

A hidrólise é a primeira etapa da digestão anaeróbia, na qual as substâncias mais complexas, como carboidratos, proteínas e lipídios, são decompostos em monômeros solúveis com o intermédio de diferentes grupos de microrganismos, anaeróbios facultativos ou restritos, que produzem enzimas extracelulares (por exemplo, amilase, celulase, xilase, lipase e protease). As enzimas hidrolíticas são adsorvidas na superfície do substrato, o que provoca a conversão gradual dos polímeros em monômeros. A hidrólise é a etapa limitante do processo quando substratos recalcitrantes são utilizados para a produção de biogás (MIRMOHAMADSADEGHI *et al.*, 2019). Na segunda etapa, os monômeros produzidos na etapa de hidrólise são convertidos em ácidos graxos voláteis (por exemplo, acético, butírico, propiônico, valérico), dióxido de carbono e hidrogênio; adicionalmente, formam-se também pequenas quantidades de ácido láctico e álcoois. Essa etapa fermentativa é denominada de acidogênese (GERARDI, 2003; DEUBLEIN, STEINHAUSER, 2010).

Na terceira etapa, os AGV são convertidos a ácido acético, CO₂ e H₂. Essa conversão, em grande parte, é controlada pela baixa pressão parcial do H₂ na mistura, ou seja, o hidrogênio formado é rapidamente e efetivamente removido pelos microrganismos consumidores de

hidrogênio. Por razões energéticas, uma concentração elevada de hidrogênio impede a acetogênese e, por consequência, ocorre o acúmulo de ácidos orgânicos (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011). As reações acetogênicas não são termodinamicamente favoráveis (ΔG^0+), no entanto, ocorrem devido à interação entre os microrganismos acetogênicos e os metanogênicos. Assim, para que a biotransformação do propionato/butirato ocorra, o hidrogênio gasoso deve ser consumido, deslocando o equilíbrio da reação.

Por fim, há a etapa da metanogênese, na qual ocorre a formação do metano (CH_4), por duas rotas principais, hidrogenotrófica e acetoclástica. Na rota hidrogenotrófica o hidrogênio é utilizado como doador de elétron e o dióxido de carbono como aceptor para produzir o metano.

Já na rota acetoclástica, o acetato é consumido pelos microrganismos metanogênicos acetoclásticos (Tabela 3), gerando, como produto o CH_4 e CO_2 . O acetato também pode ser convertido em CH_4 por uma rota alternativa, a qual envolve a colaboração das bactérias oxidadoras de acetato (BOA) e metanogênicas hidrogenotróficas. Primeiro, as BOAs consomem o acetato, gerando como produto o hidrogênio (doador de elétrons) e dióxido de carbono (aceptor de elétrons), os quais são posteriormente convertidos em metano (WANG *et al.*, 2020). A etapa de formação do metano é a fase limitante do processo. As arqueias metanogênicas possuem uma taxa de crescimento baixa, em relação à de outros microrganismos envolvidos no processo, as quais são sensíveis à inibição por ácidos orgânicos voláteis, amônia e variações nas condições operacionais, como o pH e temperatura (CHEN *et al.*, 2016).

Tabela 3 Principais microrganismos envolvidos em cada etapa da digestão anaeróbia.

Processo	Grupo de microrganismos	Produto	Microrganismos	Ref.
Hidrolise- Acidogênese	Bactérias Hidrolíticas e acidogênicas	Peptídeos e aminoácidos solúveis.	<i>Acetivibrio, Butyrivibrio, Caldanaerobacter, Caldicellulosiruptor, Clostridium, Eubacterium, Halocella, Ruminoclostridium Ruminococcus Bacteroides, Trichococcus Paludibacter, Devosia, Psycrobacter, Fibrobacter, Fervidobacterium, Anaeromusa, Anaerosphaera, Aminobacterium, Aminomonas, Gelria, Peptoniphilu, Thermanaerovibrio, Proteiniboru.</i>	(Baena <i>et al.</i> , 1999; Hernandez-Eugenio <i>et al.</i> , 2002; Li <i>et al.</i> , 2013; Koeck <i>et al.</i> , 2014b; Lebuhn <i>et al.</i> , 2014; Tomazetto <i>et al.</i> , 2014; Azman <i>et al.</i> , 2015; Hahnke <i>et al.</i> , 2018; Liu <i>et al.</i> , 2018; Petropoulos <i>et al.</i> , 2018)
		Açúcares. Ácidos.		
Acetogênese	Acetogênicos	Acetato, Hidrogênio Dióxido de carbono	<i>Syntrophorhabdus, Syntrophus, Syntrophobacter Pelobacter, Clostridium, Thermosyntropha</i>	(Koeck <i>et al.</i> , 2014a; Worm <i>et al.</i> , 2014)
Metanogênese	Metanogênicas hidrogenotróficas	Metano	<i>Methanococcales, Methanobacteriales, Methanomicrobiales</i>	(Wang <i>et al.</i> , 2020)
	Metanogênicas acetoclásticas	Metano	<i>Methanosarcinaceae Methanosaetaceae</i>	

3.5 Parâmetros que influenciam a digestão anaeróbia

Diversos fatores podem influenciar a performance de reatores anaeróbios, seja no incremento da produção de biogás ou inibição do processo. Abaixo, serão discutidos brevemente os seguintes fatores: pH, temperatura, substâncias inibitórias e configuração de reatores. A discussão do impacto desses parâmetros para a produção de biogás da carcaça e dejetos suíno será abordada no Artigo II (item 6).

3.5.1 pH, alcalinidade e AGV

A estabilidade da DA é afetada pelo pH, sendo um parâmetro básico no crescimento dos microrganismos, que pode interferir na dissociação de alguns compostos, como a amônia, sulfeto e ácidos orgânicos. Os grupos de microrganismos envolvidos na DA possuem ótimo crescimento em diferentes faixas de pH, no entanto, como a metanogênese é fase limitante do processo, é necessário manter o pH na faixa da neutralidade. A *Methanosarcina* é o único gênero que pode tolerar pH de 6,5 ou inferior, enquanto os outros gêneros metanogênicos permanecem com a atividade cessada nessa faixa de pH (LAIQ UR REHMAN *et al.*, 2019).

O acúmulo de ácidos voláteis produzidos durante a digestão tende a reduzir o pH do meio reacional. O principal controle de pH em reatores anaeróbios é feito por meio do sistema de tampão do bicarbonato, ou seja, da alcalinidade presente no meio. Quando a capacidade tampão do sistema for excedida, podem ocorrer alterações drásticas de pH (DEUBLEIN, D., e STEINHAUSER, 2010).

O controle da relação entre produção de ácidos e sistema de tamponamento é indispensável ao processo de DA, sendo possível, pela relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP), de forma que a primeira fornece valores equivalentes à alcalinidade, vinda dos ácidos orgânicos voláteis, e a segunda, à alcalinidade por bicarbonato (LILI *et al.*, 2011). Na Tabela 4, são apresentadas as relações AI/AP e sua relação com as condições operacionais do reator.

Tabela 4 Evolução da relação AI/AP, de acordo com condição operacional do reator.

Relação AI/AP $\frac{\text{mg}_{\text{acético}}}{\text{mg}_{\text{CaCO}_3}}$	Condição do reator
> 0,4	Reator em sobrecarga
0,3-0,4	Reator estável
< 0,3	Reator em subcarga

Nota: Adaptado de (LILI *et al.*, 2011).

3.5.2 Temperatura

Os microrganismos são a espinha dorsal na DA, de modo que as condições operacionais do biodigestor afetam diretamente a estrutura da comunidade microbiológica, sua diversidade e atividade específica. A temperatura é um parâmetro importante na digestão anaeróbia, pois influencia a atividade dos microrganismos e das enzimas, conseqüentemente, a produção de metano e a qualidade do digestato (APPELS *et al.*, 2008). Os microrganismos podem ser classificados de acordo com a faixa ótima de temperatura do seu crescimento, psicrófila (< 20°C), mesófila (20° a 45°C) e a termófila (45°C a 60°C) (LIU *et al.*, 2018).

Na faixa termófila, as velocidades de hidrólise e as reações são cineticamente favoráveis em relação às outras faixas, apresentando maior produtividade de biogás (LIN *et al.*, 2016), no entanto, pode ocorrer acumulação de produtos intermediários (ácidos) e, conseqüentemente, inibição do processo. Além disso, a faixa mesófila apresenta outras vantagens, como a maior estabilidade do processo, menores problemas com toxicidade e investimentos menores, devido à necessidade de aquecimento ser menor, ou não ser necessário, como em regiões tropicais (MAO *et al.*, 2015). A operação de biodigestores na faixa psicrófila é um processo alternativo viável economicamente e sustentável, considerando-se a inexistência de sistemas de aquecimento, o que impacta diretamente a demanda energética das plantas de biogás e, conseqüentemente, os custos de operação (DEV *et al.*, 2019).

3.5.3 Nitrogênio

O nitrogênio é um nutriente essencial para o crescimento de microrganismos. Na DA, além do crescimento de microrganismos, o nitrogênio contribui com o sistema tampão devido à interação endógena entre $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$, $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-$ e dos AGV (MENG *et al.*, 2018). O nitrogênio está presente em duas formas nos resíduos, mineralizado ou/e na forma orgânica (na forma de proteína, aminoácidos, ureia ou ácidos nucleicos); a sua concentração nos reatores é determinada pelo tipo de substrato e a carga orgânica volumétrica aplicada (RAJOGOPAL *et al.*, 2013). Inúmeros estudos reportaram inibição da atividade das arqueias metanogênicas devido à toxicidade da amônia em reatores anaeróbios, utilizando diferentes substratos (BAYR *et al.*, 2012; SHI *et al.*, 2017; YANG *et al.*, 2018).

O Nitrogênio, em solução aquosa, pode estar presente em duas formas, como íon amônio (NH_4^+), e na forma gasosa, como amônia livre ($\text{AL} - \text{NH}_3$); sua dissociação é afetada pelo pH e temperatura da solução (ANTHONISEN, 1976; JIANG *et al.*, 2019). Os estudos sugerem que a amônia livre é a forma de nitrogênio tóxica para os microrganismos envolvidos na DA, porque podem facilmente permear a membrana celular, alterando o pH, além de

aumentar o requisito de energia e inibir enzimas específicas (RAJAGOPAL *et al.*, 2013; TAO *et al.*, 2017).

A literatura apresenta informações controversas quanto aos valores de amônia críticos para a DA. As diferenças reportadas na literatura, para inibição por amônia livre (AL), são atribuídas à variabilidade das condições operacionais (temperatura e pH), ao tipo de substrato e inóculo e à adaptação da comunidade microbiana (HO & HO, 2012). Além disso Capson-Tojo *et al.* (2020), utilizando a análise da literatura e agrupamento de dados, reportaram que os principais fatores que afetam a DA por AL é o pH e a temperatura do meio, ao invés do conteúdo de nitrogênio amoniacal em si.

Em relação à estrutura das comunidades microbiológicas, é conhecido que as arqueias são os microrganismos mais vulneráveis à inibição por AL, sendo a rota acetoclástica mais afetada. A *Methanosaeta* é o microrganismo predominante em reatores com baixa resiliência à AL. Por outro lado, a *Methanosarcina* predomina em níveis intermediários de inibição (600–700 mg AL L⁻¹), sendo mais resistente que a *Methanosaeta*, mas menos que as arqueias metanogênicas hidrogenotróficas. *Methanoculleus* aparece como a arqueia mais resistente, predominando em reatores com elevada concentração de AL (CAPSON-TOJO *et al.*, 2020). A resistência à amônia livre das acetoclásticas é atribuída à habilidade da *Methanosarcina* em consumir acetato e hidrogênio, principalmente, em reatores nos quais a comunidade BOA não está presente (CAPSON-TOJO *et al.*, 2020).

3.5.4 Configuração de reatores

O biodigestor modelo lagoa coberta (BLC) é construído no solo, a partir de materiais geossintéticos (CANTRELL *et al.*, 2008), os quais não possuem sistema de aquecimento e agitação, sendo mais utilizados em regiões tropicais (SHAH *et al.*, 2015). A principal vantagem desse modelo de biodigestor é a facilidade de operação e menores custos, comparando com outras configurações de reatores, como o CSTR (do inglês *continuous stirred tank reactor*). No entanto, esse modelo pode ser utilizado para a produção de biogás com resíduos de até 3% de sólidos totais e uma produção de biogás de aproximadamente $0,4 \text{ m}^3_{\text{biogás}} \cdot \text{kg}_{\text{SV}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$

Já o modelo CSTR, é um reator com agitação, em que se considera que as concentrações do substrato são uniformes em todo o reator. Comparando com o modelo de lagoa coberta, este possui maior tecnologia aplicada, o que proporciona uma maior recuperação de biogás (estima-se que, em termos de produção, o CSTR alcance 10 vezes a produção de um reator de lagoa coberta) (CANTRELL *et al.*, 2008). Na Tabela 5, pode-se observar as principais diferenças entre as duas configurações de reatores.

Tabela 5 Comparação entre as características de reatores BLC e CSTR.

Características	BLC	CSTR
Modelo de reator	lagoa profunda	redondo Tanque sob o solo
Nível de tecnologia	baixo	médio
Aquecimento	não	sim
Sólidos totais	0,5-3%	3-10%
TRH	40-60 dias	15 dias-30 dias

BLC: Biodigestor lagoa coberta.

CSTR: do inglês *Continuous Stirred Tank Reactor*.

4 APRESENTAÇÃO E ABORDAGEM DO TRABALHO

A primeira etapa desta pesquisa, contemplada no Artigo I, dedicou-se ao estudo do efeito de pré-tratamentos (peneiramento e decantação) na produção de biogás e performance utilizando diferentes configurações de reatores em escala de bancada e em escala plena. O **Artigo I** foi intitulado **“Impacto de estratégias de pré-tratamento do dejetos suíno na produção de biogás: estudos em escala de laboratório e aplicação em escala real”**.

A segunda etapa desta pesquisa, contemplada no Artigo II, no Artigo III e Artigo IV, dedicou-se ao estudo da utilização de carcaças de animais não abatidos na codigestão com dejetos suíno, aumentando a geração de biogás. O **Artigo II**, intitulado **“Aspectos energéticos, sanitários e nutricionais da codigestão de dejetos suíno e carcaça suína”**, aborda uma visão geral da codigestão, analisando as características dos resíduos, além de identificar estratégias para aumentar a produção de biogás e estabilidade do processo, considerando potencial energético, pré-tratamentos e aspectos sanitários, a fim de usar o digestato como fertilizante. O **Artigo III**, intitulado **“Efeito da adição de carcaça na performance de reatores CSTR e BLC tratando dejetos suíno”**, refere-se ao estudo do potencial de incremento na produção de biogás e impacto para a performance do processo de digestão anaeróbia com a adição de carcaça, utilizando reatores em escala de bancada já alimentados com dejetos suíno. Neste estudo, foram utilizados dois modelos de biodigestores, biodigestor lagoa coberta (BLC), usualmente encontrado em unidades produtoras de suínos, e um reator de alta taxa, CSTR. Por fim, o **Artigo IV**, intitulado **“Codigestão como estratégia para potencializar a produção de biogás de reatores tratando dejetos suíno após SSL: estudo de caso”**, refere-se ao estudo de caso integrando o Artigo I, com a codigestão de carcaça, em que foi estudada a potencialização da produção de biogás de um CSTR, alimentado com frações sólidas de dejetos suíno, em relação à produção de resíduos de uma unidade produtiva.

5 ARTIGO I: IMPACTO DE ESTRATÉGIAS DE PRÉ-TRATAMENTO DO DEJETO SUÍNO NA PRODUÇÃO DE BIOGÁS: ESTUDOS EM ESCALA DE LABORATÓRIO E APLICAÇÃO EM ESCALA REAL ¹

RESUMO

O artigo trata de um estudo de caso em que um módulo de separação sólido-líquido (SSL) foi utilizado para a recuperação de biogás em um sistema configurado para tratar a fração sólida do dejetos suíno, em um CSTR (do inglês *Continuous Stirred Tank Reactor*), e a fração líquida em um biodigestor do tipo lagoa coberta (BLC). Ao mesmo tempo, reatores em escala laboratorial foram operados sob as mesmas condições. A produtividade de biogás, para o CSTR, em escala plena, apresentou uma média de $0,65 \pm 0,23 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{ L}^{-1}_{\text{reator}} \text{ d}^{-1}$, enquanto o BLC foi de $0,18 \pm 0,05 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{ L}^{-1}_{\text{reator}} \text{ d}^{-1}$. Os resultados da escala de laboratório podem prever a capacidade de recuperação do metano para o sistema em escala plena. Os principais benefícios para o uso do SLS, seguido de diferentes configurações de reator, são a economia na construção e operação de usinas de biogás, geração de biogás constantemente e implantação de sistema de tratamento do digestato. O processo de desulfurização biológica é dependente do tempo de retenção de biogás. Melhorias operacionais feitas nos reatores em escala plena permitiram um avanço na produtividade e na qualidade do biogás.

Palavras-chave: separação sólido-líquido; biogás; sistemas de produção de suínos; plantas de biogás.

¹ **Adaptado de:** Tapparo, D. C., Cândido, D., Steinmetz, R. L.R., Etzkon, C., Amaral, A.C., Antes, F.G., Kunz, A. Swine manure biogas production improvement using pre-treatment strategies: Lab-scale studies and full-scale application. **Bioresource technology Reports**: 15:100716, 2021. Artigo publicado.

5.1 INTRODUÇÃO

A suinocultura transformou-se ao longo do tempo de pequenas unidades produtivas para sistemas de produção de animais confinados (SPAC's), aumentando a produção de suínos com baixos custos e benefícios sanitários (MOSES & TOMASELLI, 2017; WANG *et al.*, 2019b). A cadeia suinícola é uma importante atividade econômica para o Brasil, sendo resultado do trabalho de desenvolvimento, modernização e intensificação do setor. O Brasil é o 4º maior produtor e exportador mundial de carne suína, com uma produção anual de 4,1 milhões de toneladas (USDA, 2021).

Em contraponto à elevada geração de dejetos suínos nas unidades produtoras, consequência do aumento de escala na produção de carne, a digestão anaeróbia (DA) é considerada uma tecnologia ambientalmente adequada, pois combina a produção de biogás com o manejo sustentável dos dejetos (TÁPPARO *et al.*, 2020a). Devido ao elevado volume de dejetos produzidos em pequenas áreas territoriais, característica dos SPAC's, métodos tradicionais de disposição, como aplicação diretamente no solo, causam pressão ao meio ambiente, representando um risco para a expansão da suinocultura e, conseqüentemente, a economia da atividade (KUNZ *et al.*, 2009a).

A DA intensificou-se no Brasil em vista do baixo custo, fácil operação, uso do biogás e alta eficiência na redução de odores dos biodigestores do modelo lagoa coberta (BLC). No entanto, essa configuração de biodigestor possui algumas limitações tecnológicas, como operação com teor de sólidos totais de até 3%, baixa carga orgânica volumétrica (aproximadamente $0,5 \text{ kg}_{\text{SV}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) (WU, 2013); a produção de biogás varia sazonalmente, pois os reatores não são aquecidos e dependentes da temperatura ambiente (KHANAL *et al.*, 2019). Além disso, os microrganismos e o líquido possuem contato limitado, uma vez que não existe sistema de agitação. O rendimento de biogás ($0,4 \text{ m}^3 \text{ kg}_{\text{SV}}^{-1}$) é baixo comparado a outras tecnologias e existe a necessidade de limpeza periódica devido à acumulação de sólidos fixos (CANTRELL *et al.*, 2008; YU & SCHANBACHER, 2010).

Em contraste, outros modelos de biodigestores foram desenvolvidos e o seu uso é emergente. Um exemplo é o CSTR (do inglês *continuous stirred tank reactor*), que é amplamente utilizado para a produção de biogás a partir de resíduos com concentração de sólidos totais entre 5 e 20%, especialmente no tratamento de resíduos animais (MAO *et al.*, 2015). Nesse modelo de biodigestor, os microrganismos são suspensos devido ao sistema de agitação, promovendo contato substrato-lodo, além de aumentar a transferência de massa e, conseqüentemente, a DA ocorre rapidamente (TAUSEEF *et al.*, 2013; WEI *et al.*, 2019). Aliado ao controle de temperatura (mesofílica ou termofílica), esse modelo atinge altas produtividades de biogás ($>1,5 \text{ m}^3_{\text{biogás}} \text{ m}^3_{\text{reator}} \text{ d}^{-1}$), 10 vezes mais comparado com o BLC (CANTRELL *et al.*, 2008). A alimentação pode conter entre 3 e 10% de sólidos totais e tempo de retenção hidráulica menores (entre 15 e 20 dias), utilizando dejetos suínos como substrato. No entanto,

esse modelo de reator possui alto investimento de construção, consumo de energia e manutenção das partes mecânicas, comparados ao BLC (KRESS *et al.*, 2018). Esses fatores diminuem seu uso em países em desenvolvimento.

Por outro lado, devido à baixa concentração de sólidos totais do dejetos suíno (entre 1 e 5%) e ao alto volume para manter a biomassa aquecida no CSTR, seu uso torna-se oneroso (YANG *et al.*, 2015). Aumentar a concentração de sólidos totais do substrato, por codigestão (TAPPARO *et al.*, 2019b) ou usando estratégias de separação sólido-líquido (SSL), são opções de implementação em plantas de biogás, visando à viabilidade econômica de implantação de reatores tipo CSTR (VU *et al.*, 2016).

Estudos evidenciaram o uso de SSL (separação mecânica, peneiras e decantação) como uma forma de aumentar a produção de biogás. Além disso, as frações após SSL possuem diferentes rendimentos de metano, possibilitando o uso de configurações de reatores e condições operacionais mais efetivas no tratamento de dejetos suíno (CHEN *et al.*, 2015; YANG *et al.*, 2015; AMARAL *et al.*, 2016).

Nesse contexto, o objetivo do trabalho foi avaliar o desempenho do processo e a produção de biogás, combinando um sistema no qual, após uma separação sólido-líquido, a fração sólida é encaminhada ao CSTR e a fração líquida ao reator modelo BLC, comparando em escala de laboratório e escala plena.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Coleta e caracterização das amostras

O estudo foi conduzido na estação de tratamento de dejetos suíno, unidade produtora de desmamados com 5320 matrizes, localizada em Videira, Santa Catarina- Brasil (27°02' S 51°05'W) e no laboratório da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, Santa Catarina, Brasil (27°18' S 51°59' W). A estação de tratamento de dejetos suínos consiste em uma unidade de separação sólido-líquido, incluindo uma peneira de escovas rotativas (2mm) e um decantador (40 m³) seguido de módulo de biodigestores, em que a fração líquida é encaminhada ao BLC e a fração sólida, ao CSTR. A configuração do sistema de tratamento de dejetos suínos segue a patente do SISTRATES (PI1100464-9 A2) (KUNZ *et al.*, 2015). Os dados foram coletados nos anos de 2018 e 2020. Um esquema do sistema de tratamento é apresentado na Figura 5.

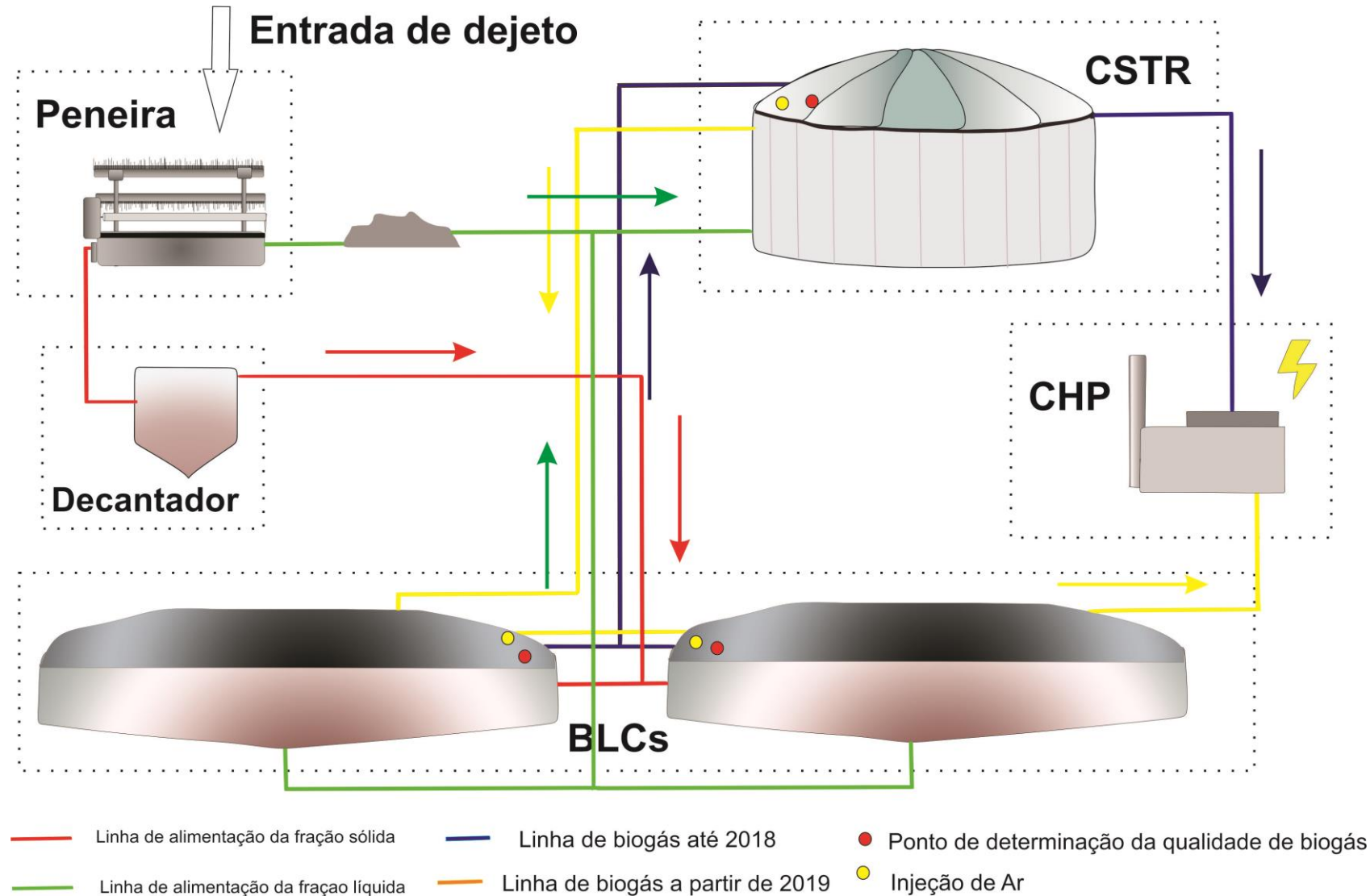


Figura 5 Esquema da unidade de separação sólido-líquido e alimentação dos biodigestores. Em que: BLC: biodigestor lagoa coberta. CSTR: do inglês *continuous stirred tank reactor*. CHP: grupo moto gerador.

5.2.2 Potencial bioquímico de biogás (PBB)

PBB foi avaliado nas amostras de sólido retido na peneira (SRP), lodo do decantador (LD), lodo do BLC (LBLC) e do sobrenadante (SN). As amostras foram coletadas em diferentes estações do ano, verão (1), outono (2), inverno (3) e primavera (4). Os experimentos foram conduzidos em batelada e em triplicata, por meio de reatores de 250 mL vinculados a tubos eudiômetros de 500 mL. O sistema foi mantido em temperatura mesofílica (37°C). A produção de biogás foi avaliada diariamente até a sua estabilização, quando a produção diária de biogás foi igual ou inferior a 1% do total produzido (VDI 4630, 2016).

O inóculo contendo microrganismos anaeróbios mesofílicos foi preparado a partir de partes iguais de: a) inóculo anaeróbio alimentado com dejetos suíno; b) inóculo anaeróbio de indústria de gelatina; c) dejetos bovino fresco. Duas semanas antes do início dos testes, a mistura de biomassa foi aclimatada ($37 \pm 1^\circ\text{C}$) em um reator do tipo CSTR e alimentado na carga de $0,3 \text{ kg}_{\text{SV}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ por sete dias consecutivos. O inóculo permaneceu por sete dias sem alimentação para reduzir a produção de biogás advinda do inóculo (STEINMETZ *et al.*, 2016).

5.2.3 Reatores em escala de laboratório

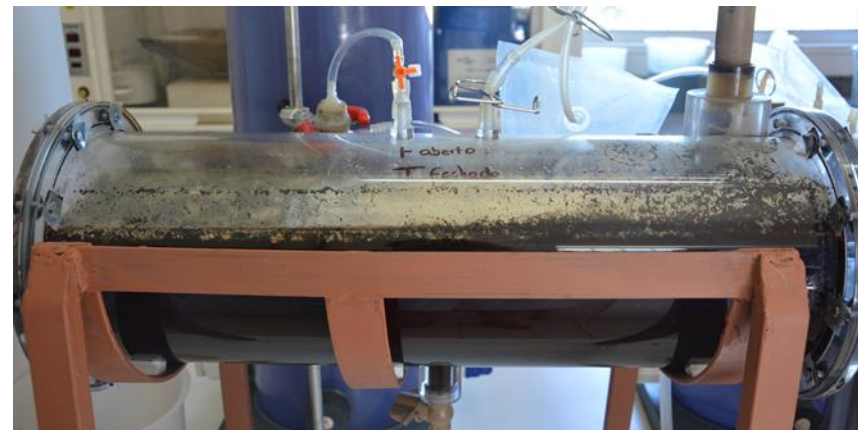
O CSTR, usado no experimento, é construído em acrílico, possui volume útil de 21 L e é encamisado (Figura 6A), o que permite a circulação de água para controle de temperatura. A temperatura foi controlada utilizando um banho termostático (Julabo, modelo M8), mantido em condição mesofílica ($37^\circ\text{C} \pm 1$). A alimentação foi composta por uma mistura de aproximadamente 7% do LBLC, 10% de SRP e 83% de LD. A composição e volume de alimentação do CSTR é em função da resposta do módulo SSL e da necessidade de descarte de lodo dos BLC.

BLC é construído em acrílico, possui volume de 17 L, sem controle de temperatura (Figura 6B). Assim, é alimentado com o sobrenadante após a SSL, como descrito na Figura 5. Os dois reatores foram alimentados uma vez ao dia e a produção de biogás foi mensurada utilizando Milligascounter (modelo MGC-1 V3.3 PMMA, Ritter, Germany). A concentração de metano foi avaliada utilizando BIOGAS 5000 (Geotech, UK). Para a estratégia de partida do BLC, foi utilizado 20% do volume útil (3,4 L) de lodo e 80% (13,6 L) da saída de um BLC alimentado com dejetos suíno de uma planta de biogás de uma unidade produtora de suínos. Já para a partida do CSTR, foram utilizados 21 L de digestato de um CSTR (escala plena), alimentado com a fração sólida de um SSL módulo, instalado em uma estação de tratamento de dejetos suíno de uma unidade comercial.

A



B



C



D



Figura 6 Reator CSTR (A), BLC (B) em escala de bancada e reator CSTR (C) e BLC (D) em escala plena alimentados com dejetos suíno após unidade de separação sólido-líquido.

5.2.4 Reatores em escala plena

O CSTR possui volume de 700 m³, construído em concreto e operado em condição mesofílica (Figura 6C). O sistema de aquecimento utiliza a perda de calor de um CHP (300 kVA) utilizado para conversão do biogás a energia elétrica. O sistema de agitação é realizado por um agitador horizontal, sendo acionado a cada 30 min, por 5 min. Os dois reatores modelo BLC foram construídos utilizando geomembranas (PEAD), com volume útil de 2.500 m³ cada; assim, o fluxo de alimentação é dividido igualmente para esses biodigestores, sendo operados sem sistema de aquecimento (Figura 6D). A alimentação dos biodigestores foi a mesma descrita para os reatores em escala de laboratório (subitem 5.2.2).

Para a quantificação do volume de biogás produzido, foram utilizados medidores de fluxo de massa térmica (modelo FT2, Contech, Brasil). O sistema operacional dos biodigestores conta com um sistema de medição de composição de gás (CH₄, CO₂, O₂ e H₂S), sendo realizadas medições a cada 2h, utilizando o equipamento AwiFLEX (Awite, Alemanha). O analisador de gás possui um sistema de dessulfurização biológica AwiDESULF (Awite, Alemanha), o qual dosa automaticamente ar ambiente, baseado nas medições de H₂S e O₂ presentes no biogás. O sistema utiliza uma combinação de inteligência artificial (Fuzzy Logic) e um controle convencional para regular a concentração de oxigênio no biogás entre 0,2- 1%. O *headspace* é utilizado para alcançar a dessulfurização biológica por microaeração.

5.2.5 Métodos analíticos

O Carbono total (CT) foi determinado utilizando analisador elementar CNHS (modelo Flash 2000, Thermo Fischer Scientific (Massachusetts, EUA), conforme instruções do fabricante. O fósforo total (PT) foi analisado utilizando método espectrofométrico de molibdovanadato em um espectrômetro Cary (Agilent, Santa Clara, EUA). O NTK (nitrogênio total Kjeldahl) foi analisado pelo método Kjeldahl em um digestor e unidade de destilação automática (modelo Kjeltec 8100, Foss, Hilleroed, Dinamarca). A relação entre alcalinidade intermediária (AI) e alcalinidade parcial (AP) foi determinada de acordo com Liebetrau & Pfeiffer, (2016) por titulação com ácido sulfúrico (0,05 mol L⁻¹) em um titulador automático (modelo 848, Titrino Plus, Metrohm, Suíça). Inicialmente, as amostras foram centrifugadas (5488g durante 7 min), para posterior determinação da relação AI/AP. ST (sólidos totais), SV (sólidos voláteis), pH e K (potássio) foram determinados de acordo com o Standard Métodos (APHA, 2012).

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Características das amostras e potencial bioquímico de biogás

As características das amostras de LD, SRP, LBLC e SN variaram em todos os parâmetros e em particular no PBB e concentração de metano, nas diferentes coletas devido às mudanças temporais e sazonais (Tabela 6). No presente estudo, foi observado que 1 tonelada da fração LD pode produzir $16,2 \pm 5,2 \text{ Nm}^3$, enquanto, para a fração SN, a produção reduz para $4,3 \pm 1,4 \text{ Nm}^3$; para o LBLC, foi de $3,0 \pm 1,5 \text{ Nm}^3$. A fração SRP apresenta a maior produção de biogás por matéria fresca, $96 \pm 17 \text{ Nm}^3$. Amaral *et al.* (2016) demonstraram que o potencial de produção de metano da fração LD foi aproximadamente duas vezes superior à fração SN. Apesar da fração SN apresentar baixa produção de metano (por matéria fresca) e baixa concentração de SV comparado às outras frações, apresenta carbono altamente biodegradável (AMARAL *et al.*, 2016). As características do dejetos suíno e, conseqüentemente, a produção de biogás estão diretamente relacionadas com inerentes flutuações do processo produtivo. O volume de água consumido pelos suínos, o número de animais nas instalações, fase produtiva do suíno, aspectos nutricionais e o tempo de estocagem nas calhas influencia diretamente a concentração e biodegradabilidade do dejetos (KUNZ *et al.*, 2009b; AMARAL *et al.*, 2016).

As diferenças de biodegradabilidade e PBB das diferentes frações do dejetos suíno possibilitam o uso de diferentes reatores para a recuperação de biogás. Como as frações SRP e LD são produzidas em menor volume, comparadas à fração SN, o incremento da temperatura é facilitado, assegurando, assim, temperaturas mesofílicas. A decantação é uma interessante estratégia para incrementar a produção de biogás, pois o uso do dejetos concentrado possibilita o mesmo rendimento de gás, em menores volumes de reatores, como demonstra o potencial de produção de biogás do LD. Assim, os custos com a construção de reatores e sistemas são mais baixos (DENG *et al.*, 2014). Além disso, a sedimentação é atrativa, devido ao baixo custo e simplicidade tecnológica comparado com outras tecnologias de SSL, como a centrifugação e filtração pressurizada (HJORTH *et al.*, 2011; HOLLAS *et al.*, 2019).

Os substratos que fazem parte da alimentação do CSTR apresentam alta concentração de nutrientes, comparadas com a concentração do SN (N, P e K) (Tabela 6), sendo preservados no digestato, os quais produzem, dessa forma, assim um fertilizante orgânico de alta qualidade comparado com o digestato do dejetos suíno sem SSL.

Tabela 6 PBB, SV, N, P e K de cada fração do dejetos suíno após a SSL.

Amostras		PBB (L _{Nbiogás} kg _{SVadic} ⁻¹)	CH ₄ (%)	ST (g kg ⁻¹)	SV (g kg ⁻¹)	NT (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)
SRP	1	461 ± 41	65	220,83	189,43	2,75	1,19	9,99	102,0
	2	449 ± 45	59	250,55	176,42	2,60	0,90	6,40	107,5
	3	485 ± 19	53	248,47	205,83	2,67	1,17	10,34	107,3
	4	645 ± 9	40	210,90	183,20	1,81	1,07	4,84	111,6
	Média	510 ± 91	54± 10	233±20	189±13	2,5±0,4	1,1±0,2	7,9±2,7	107±4
LD	1	314 ± 36	66	44,30	31,44	4,45	1,10	1,60	16,8
	2	274 ± 19	71	67,42	53,54	2,80	0,91	1,43	29,3
	3	296 ± 12	58	75,23	62,82	3,48	1,16	2,08	32,0
	4	424 ± 43	54	67,90	51,40	3,99	1,07	0,78	11,1
	Média	327 ± 66	62±02	64±13	50±13	3,7±0,7	1,1±0,1	1,5±0,5	22±10
LBLC	1	121 ± 14	68	13,08	7,52	1,88	0,51	0,51	4,2
	2	129 ± 11	73	30,92	23,20	3,91	0,69	1,08	11,3
	3	218 ± 57	50	30,97	18,73	4,09	0,68	1,32	10,1
	4	178 ± 48	44	38,46	23,62	4,64	0,80	1,58	13,0
	Média	162 ± 45	59±14	28±11	18±08	3,6±1,2	0,7±0,1	1,2±0,5	9,7±4
SN	1	509 ± 30	58	7,09	4,90	1,3	0,8	0,15	1,99
	2	666 ± 33	67	8,61	5,80	0,9	0,4	0,42	2,86
	3	715 ± 13	44	10,63	7,25	1,4	0,7	0,21	3,01
	4	492 ± 3	60	15,52	11,33	1,5	0,7	0,31	5,08
	Média	595 ± 111	57±10	10±4	7±3	1,3±0,3	0,7±0,1	0,3±0,1	3,3±1,3

SRP: sólido retido na peneira; LD: lodo decantado; LBLC: Lodo BLC; SN: sobrenadante.

5.3.2 Performance dos reatores em escala de bancada

Os parâmetros de performance do CSTR e BLC são apresentados na Figura 7 A e B, respectivamente.

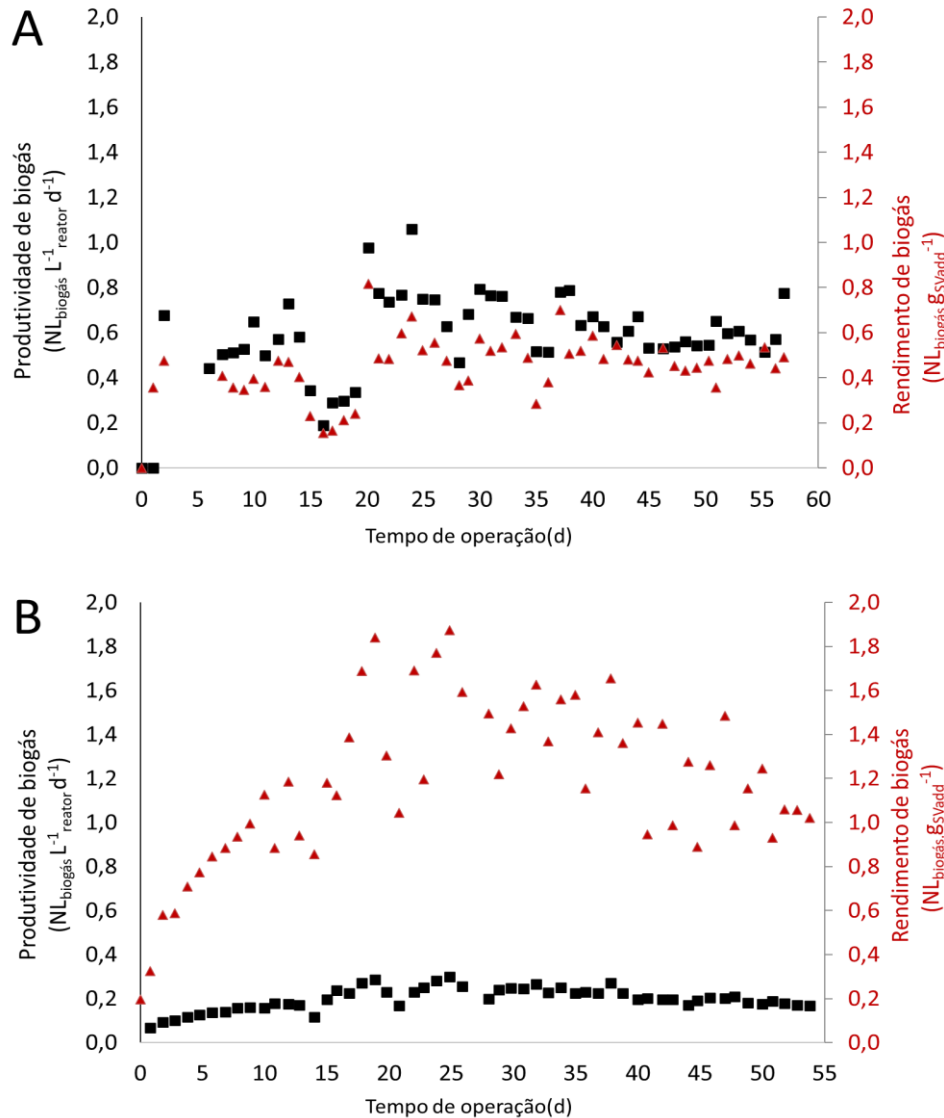


Figura 7 Produtividade e rendimento de biogás dos reatores CSTR (A) e BLC (B) em escala de bancada.

A produtividade do CSTR atingiu $0,61 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{L}^{-1} \text{reator d}^{-1}$ e rendimento de $0,46 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{g}_{\text{svadic}}^{-1}$, enquanto o PBB da mistura (Baseado na Tabela 6) é de aproximadamente $0,32 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{g}_{\text{svadic}}^{-1}$. A concentração de metano variou no período entre 59 e 68%. Em contraste, BLC apresentou $0,2 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{L}^{-1} \text{reator d}^{-1}$ e rendimento de $0,9 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{g}_{\text{svadic}}^{-1}$ (PBB de $0,7 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{g}_{\text{svadic}}^{-1}$), no período estacionário, com uma concentração de metano de 70%. Devido ao módulo de SSL, o dejetto encaminhado ao BLC possui apenas entre 0,5 e 1% de SV (Tabela 6). A baixa concentração de SV e alta biodegradabilidade da fração SN explica o alto rendimento de biogás do BLC em comparação com o CSTR, o qual é alimentado com resíduos da alimentação animal,

alimentos não digeridos e pelos, os quais possuem baixa biodegradabilidade (ZHANG *et al.*, 2014; AMARAL *et al.*, 2016). O rendimento e produtividade de biogás apresentaram variabilidade inicial, à qual é atribuída a partida dos reatores, que necessita de um tempo até a estabilidade e balanço entre as bactérias hidrolíticas, fermentativas e as arqueas metanogênicas (BOUALLAGUI *et al.*, 2010).

Os resultados de rendimentos obtidos com os dados experimentais do CSTR e BLC são 43% e 28%, respectivamente, maiores que os valores preditos pelo PBB; esse incremento pode ser explicado devido ao efeito sinérgico da mistura dos substratos, quando comparado à digestão individual. O pH nos dois reatores foi estável ao longo do experimento, permanecendo entre 7,26 e 7,86; além disso, a relação Al/AP permaneceu estável e abaixo do valor crítico (0,4), indicando a estabilidade do processo.

5.3.3 Performance dos reatores em escala plena

A alimentação do CSTR consiste em uma mistura das frações SRP, LD e LBLC, conforme mencionado anteriormente. A vazão de alimentação foi de $20 \pm 5 \text{ m}^3$ com uma concentração de SV de $60,6 \pm 10,8 \text{ kg m}^{-3}$. A COV foi de $1,69 \pm 0,34 \text{ kg}_{\text{VSadic}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, com uma produtividade de $0,65 \pm 0,23 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{ L}^{-1} \text{ reator d}^{-1}$ e rendimento de $0,38 \pm 0,14 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{ g}_{\text{SVadic}}^{-1}$ até o dia 121. Entre os dias 121 e 155, foi realizada manutenção no sistema de agitação do reator, o qual teve que ser aberto e o volume do reator foi diminuído 33%; esse período ocorreu na estação do inverno, causando queda da temperatura do substrato contido no reator, chegando a 10°C . Durante esse período, a produção de biogás não foi registrada; após a conclusão da manutenção, houve uma nova partida no reator. A produtividade de biogás decaiu para $0,48 \pm 0,18 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{ L}^{-1} \text{ reator d}^{-1}$, e rendimento para $0,29 \pm 0,10 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{ g}_{\text{SVadic}}^{-1}$ em uma COV de $1,68 \pm 0,24 \text{ kg}_{\text{VSadic}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. A diferença é atribuída ao decaimento da temperatura interna do biodigestor. Já o BLC, foi alimentado com a fração SN, em uma vazão de $76 \pm 29 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (para cada biodigestor) com uma concentração de SV de $11 \pm 2,5 \text{ kg m}^{-3}$. A produtividade de biogás ao longo do tempo de operação foi de $0,18 \pm 0,05 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{ L}^{-1} \text{ reator d}^{-1}$ e rendimento de $0,56 \pm 0,27 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{ g}_{\text{SVadic}}^{-1}$ em uma COV de $0,35 \pm 0,16 \text{ kg}_{\text{SVadic}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ (Figura 8 A). Entre os dias 165-184, foi observado um declínio na produção de biogás, o qual foi atribuído ao decaimento de 5°C na temperatura interna dos biodigestores. O declínio da temperatura interna do biodigestor exerce impacto direto para a eficiência de degradação e, conseqüentemente, à produtividade; um decréscimo de 7°C pode reduzir até 30% na produção de biogás (SCHMIDT *et al.*, 2019). Uma das principais características dos biodigestores modelo BLC é a ausência de sistemas de aquecimento; conseqüentemente, uma variação na produção de biogás ao longo das estações do ano é esperada. Essa configuração de biodigestor é indicada principalmente para regiões geográficas com temperaturas anuais moderadas ou elevadas ao longo das

estações do ano. A baixa recuperação de biogás comparada com outras tecnologias é recompensada devido às vantagens econômicas na construção e simplicidade operacional dos reatores (YU & SCHANBACHER, 2010).

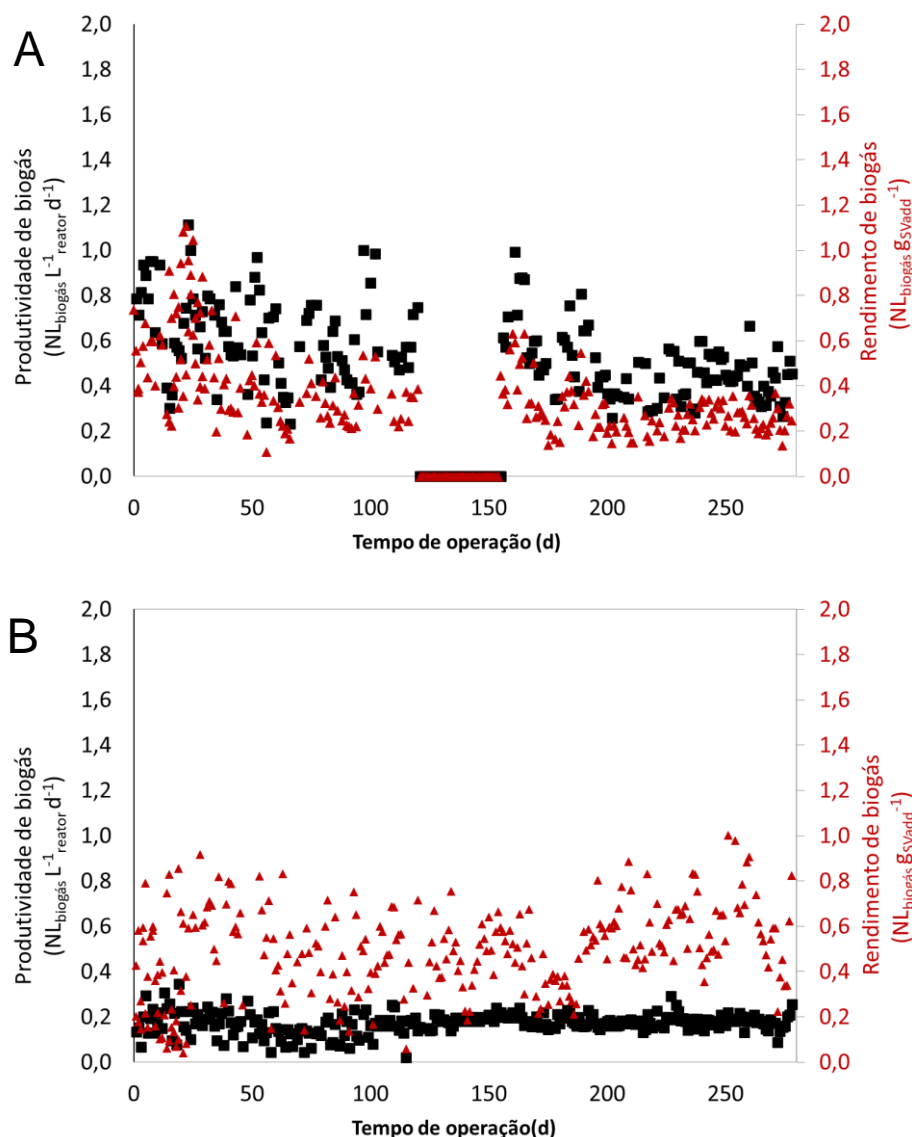


Figura 8 Produtividade e rendimento de biogás dos biodigestores CSTR (A) e BLC (B) em escala plena.

5.3.4 Escala de bancada versus escala plena

Os resultados demonstraram como os biodigestores em escala de bancada podem prever resultados de produtividade e rendimento da escala plena. As variabilidades no rendimento e produtividade em escala plena são consideradas maiores e são atribuídas às variações de temperatura, flutuações de vazão e TRH, bem como às características intrínsecas do dejetado (volume e composição). Essas variabilidades são causadas pela limitação de controle em plantas de grande escala, ocasionando variações operacionais. Em escala de bancada, os reatores possuem alto controle de processo, minimizando variações (Tabela 7).

Tabela 7 Performance e eficiência na remoção de SV dos reatores CSTR e BLC em escala de bancada e plena.

Escala		pH		TRH (d)		COV ($\text{kg}_{\text{SVadic}} \text{m}^{-3} \text{reator} \text{d}^{-1}$)		T (°C)		Remoção de SV (%)		Al/AP ($\text{mg}_{\text{HAC}} \cdot \text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$)	
Bancada	BLC	7,46	± 0,22	30	± 0	0,165	± 0	24	± 1,2	71	± 7	0,289	± 0,064
	CSTR	7,76	± 0,20	36	± 1,5	1,340	± 0,09	37	± 1,0	58	± 7	0,117	± 0,009
Plena	BLC	7,37	± 0,17	28	± 11	0,356	± 0,163	23	± 3,5	63	± 8	0,330	± 0,116
	CSTR	7,72	± 0,26	38	± 8	1,618	± 0,418	34	± 4	55	± 4	0,122	± 0,045

É importante mencionar que, para o BLC, o TRH e o tempo de retenção de sólidos são diferentes. Assim, o inóculo utilizado na partida do reator de bancada pode ter contribuído positivamente para uma rápida estabilização na produção de biogás e, inicialmente, uma produtividade maior, uma vez que o lodo utilizado como inóculo foi coletado de um BLC com 13 anos de operação. Aproximadamente 60% e 70% de remoção de SV foi observado nos reatores CSTR e BLC; além disso, baixas relações AI/AP e a estabilidade do pH foram observadas. Considerando a estabilidade do CSTR em escala plena, a COV pode ser aumentada, elevando, assim, a geração global de biogás e posterior conversão em energia (Tabela 7).

Ao longo do ano de monitoramento da produção de biogás, foram produzidos cerca de 370.000 m³ de biogás, utilizados para geração de energia (Figura 9). Além disso, as frações SRP e LD representam aproximadamente 10% do volume inicial do dejetos e contêm aproximadamente 27% da matéria orgânica, metano e nutrientes, contribuindo com 30% da geração global de biogás.

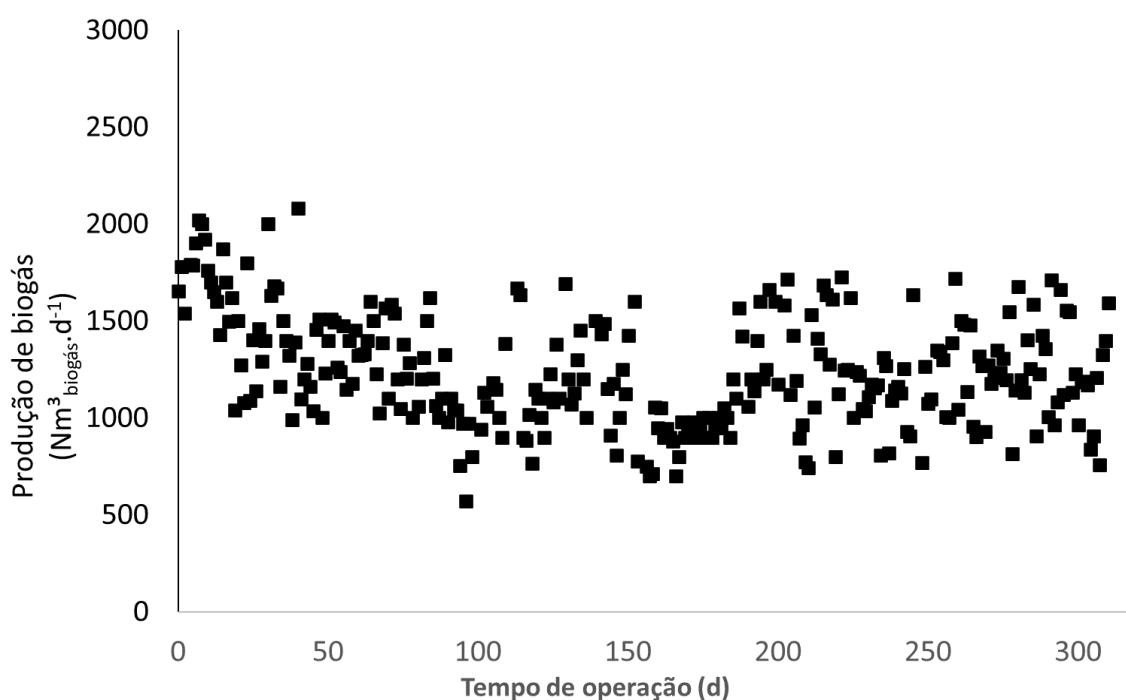


Figura 9 Produção global (CSTR e BLC) de biogás a partir da digestão anaeróbia de dejetos suíno.

5.4 Dessulfurização biológica em escala plena: aprendizados

A dessulfurização é imprescindível em plantas de biogás a fim de evitar danos aos equipamentos de combustão. O H₂S combinado com a umidade pode formar ácidos corrosivos; sua toxicidade é a principal razão para remoção antes do uso do biogás. A injeção de pequenos volumes de oxigênio ou ar ambiente no headspace do biodigestor é uma forma conhecida e

barata para reduzir a concentração de H_2S . É importante limitar o volume de O_2 no biogás, a fim de evitar a formação de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e outros compostos, como o SO_2 , precursor da chuva ácida. Além disso, o excesso de oxigênio e geração de sulfeto pode ocasionar a inibição dos grupos metanogênicos (HILTON & OLESZKIEWICZ, 1988). Durante o período de monitoramento, foi possível identificar variações na qualidade do biogás influenciada por parâmetros operacionais do sistema. Devido à constante análise da qualidade do gás (coleta de gás a cada 2 horas), foi possível entender a geração do H_2S e, assim, a tomada de decisão para mudanças na planta beneficiando o sistema de dessulfurização microaeróbia.

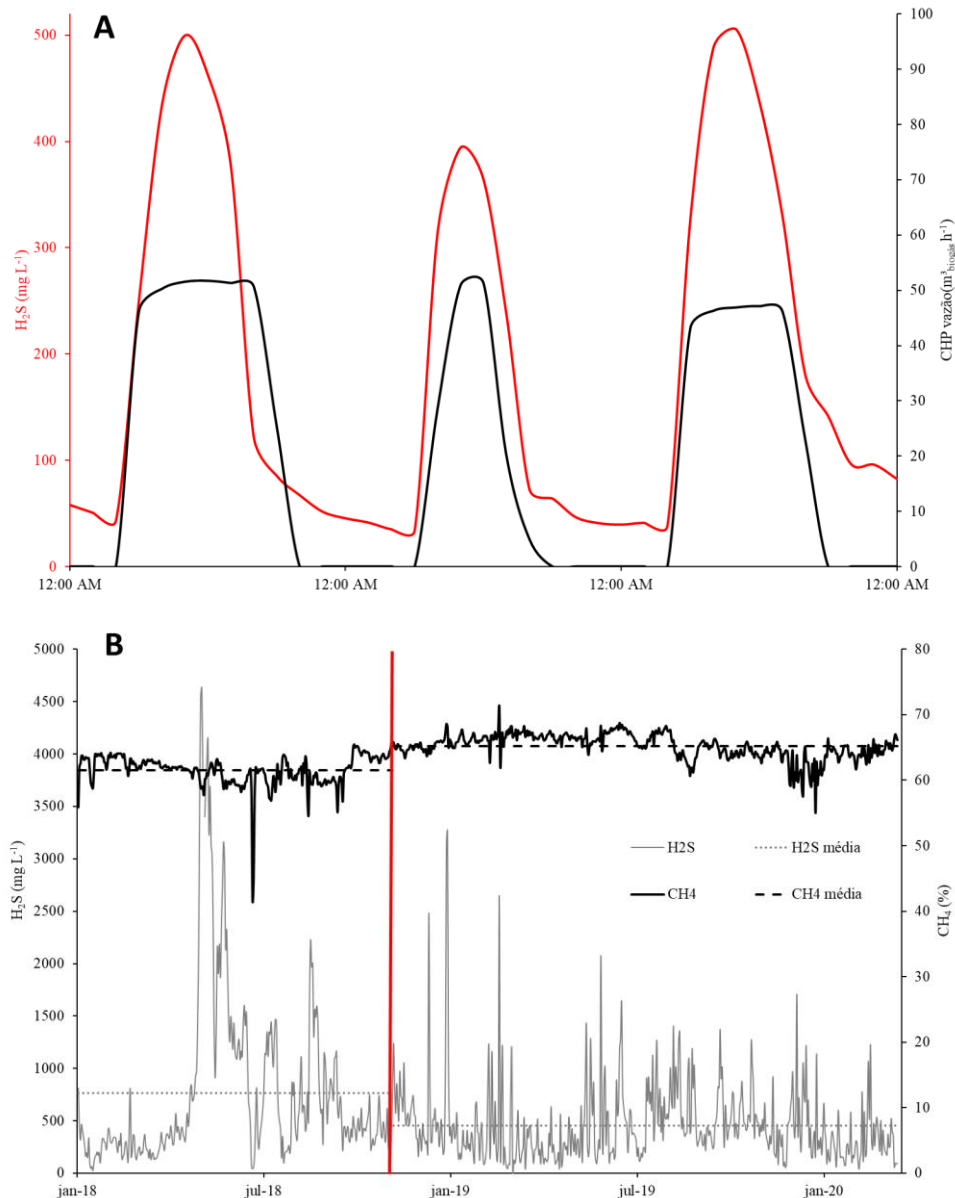
O tempo de retenção do biogás (TRB) influencia diretamente a concentração final de H_2S . A Figura 10A mostra a concentração de H_2S no headspace do BLC diariamente durante a operação do grupo gerador (CHP). Em certos períodos, a geração de energia elétrica ocorre de forma descontínua (8 a 12 h d^{-1}) de acordo com a disponibilidade de biogás. Nesses períodos, a vazão de biogás oscilou de 0 (quando o grupo de gerador estava desligado) a 55 $m^3 h^{-1}$ (grupo gerador ligado); essas oscilações impactaram diretamente a concentração de H_2S , a qual aumentou de 50 para 500 ppm. Outra explicação possível para o aumento da concentração de H_2S , ao longo do dia, pode estar relacionada com a inserção de dejetos nos biodigestores e gestão dos dejetos nas granjas, uma vez que as instalações são limpas manualmente durante o período da manhã. A geração do H_2S é dependente da COV, já que a geração dos componentes do biogás é dependente da composição do substrato (HILTON & OLESZKIEWICZ, 1988; STAMS *et al.*, 2003).

No entanto, a Figura 10A demonstra uma forte correlação entre o H_2S e o TRB. A concentração muda em certos períodos quando o consumo de biogás aumenta (CHP ligada), indicando que o TRB é a mais importante condição para controlar o processo. A eficiência da dessulfurização biológica é dependente do tempo de contato dos microrganismos oxidadores de sulfato com o biogás e com oxigênio. Existe também uma dependência da homogeneidade do gás no headspace com a abundância de microrganismos, porém, para uma eficiência maior que 90%, é necessário um TRB de 5-10h (KHOSHNEVISAN *et al.*, 2017).

A influência do TRB na composição do biogás pode ser observada quando se comparam os períodos em que ocorreu uma inversão da linha de biogás da planta. No período antes de 1 de dezembro de 2018, a linha de biogás era conectada na seguinte ordem BLC-CSTR-CHP. O volume do headspace do CSTR é de aproximadamente 530 m^3 , resultando em um TRB de 7-10h. Já a capacidade de armazenamento de biogás dos BLCs, é de 5600 m^3 , correspondendo a um TRB de 66-100 h. Após 1 de dezembro, ocorreu uma inversão da linha de biogás, a qual passou a seguir a ordem CSTR-BLC-CHP. A Figura 10B apresenta a concentração de H_2S (cinza) e CH_4 (preta) no CHP no período entre 31 de janeiro de 2018 e 31 de março de 2020. A inversão da linha propiciou aumento na estabilidade dos compostos presentes no biogás, resultando em um decaimento na média da concentração de H_2S de 763 ± 823 para 457 ± 379 $mg L^{-1}$ e um incremento na concentração de CH_4 de $61,5 \pm 2,4$ para $65,2 \pm 1,9$ %.

incremento na concentração de CH_4 era esperado, considerando que uma melhor estabilidade na atividade das bactérias oxidadoras de sulfeto promove baixa concentração de H_2S no biodigestor e reduz a competição com os microrganismos metanogênicos (HILTON & OLESZKIEWICZ, 1988; STAMS *et al.*, 2003; RAMOS *et al.*, 2014b, 2014a; MULBRY *et al.*, 2017).

A robustez e eficiência na dessulfurização também foi observada; a Figura 8C mostra o perfil de H_2S por 120h de operação, em que ocorre uma falha eletrônica no equipamento de dessulfurização, o que interrompeu a suplementação de oxigênio no headspace do BLC. Imediatamente, a concentração de H_2S aumentou de 14 para 4388 ppm em um intervalo de 56h. Após a correção do problema técnico, a concentração de H_2S retornou aos valores iniciais após 32h. É possível inferir que a eficiência de dessulfurização foi maior que 98%. Esses resultados são similares aos reportados por (MULBRY *et al.*, 2017), o qual demonstrou eficiência de remoção de H_2S de 99% em um sistema de microaeração parecido em um reator modelo plug-flow alimentado com dejetos bovinos.



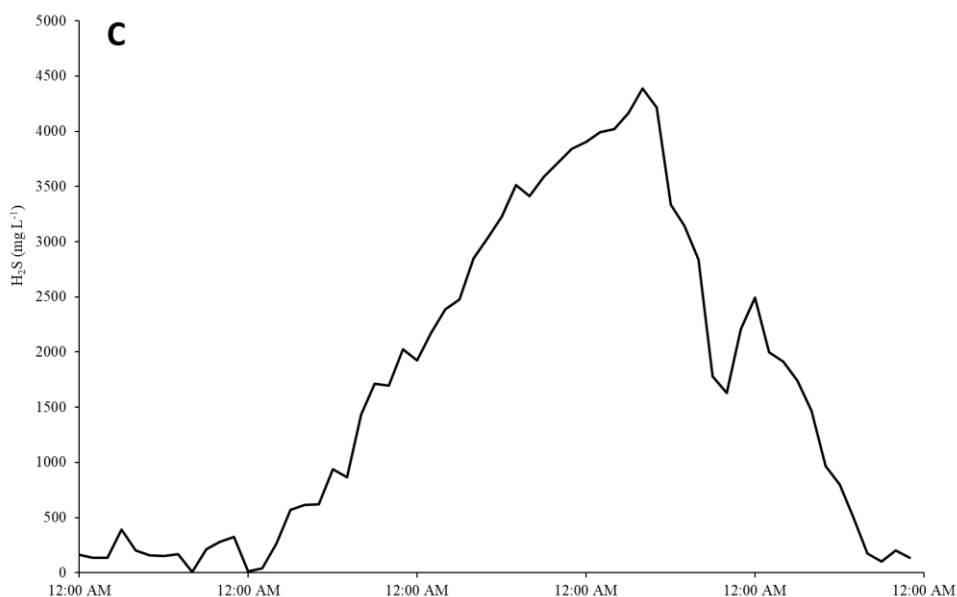


Figura 10 Monitoramento do processo de dessulfurização. Variações na concentração de H_2S no headspace do BLC em relação à operação do grupo moto gerador (A). Concentração do H_2S (linha cinza) e CH_4 (linha preta) no período de janeiro de 2018 a março de 2020 (B) Perfil de H_2S após a interrupção da suplementação de oxigênio durante 120h no headspace do BLC (C).

5.5 CONCLUSÕES

O uso de uma unidade de separação sólido-líquido como pré-tratamento é uma alternativa interessante para possibilitar o tratamento das frações do dejetos de suínos em diferentes configurações de reatores. Os principais benefícios da SSL são: 1) Redução do tamanho do CSTR; 2) estabilidade da geração de biogás no CSTR; 3) Redução da COV no BLC, evitando a sobrecarga, o que melhora, assim, a geração de biogás; 4) Possibilidade de implementação de um sistema de tratamento para a remoção de nutrientes após o uso do BLC, o qual apresenta um efluente mais diluído devido à SSL. Além disso, o monitoramento do biogás permitiu um melhor entendimento da produção e variação na concentração dos gases. A concentração e remoção de H_2S foram dependentes do TRB.

6 ARTIGO II: ASPECTOS ENERGÉTICOS, SANITÁRIOS E NUTRICIONAIS DA CODIGESTÃO DE DEJETO SUÍNO E CARÇAÇA SUÍNA².

RESUMO

A energia renovável pode auxiliar a gestão dos efeitos do crescimento populacional e do rápido desenvolvimento econômico na pecuária. O principal objetivo da energia renovável é minimizar o uso de combustíveis fósseis por meio da criação de produtos energéticos sustentáveis. Biodigestores que tratam dejetos suínos são amplamente utilizados em sistemas de tratamento; assim, a inclusão de carcaças de suínos pode aumentar a carga orgânica volumétrica (COV), melhorando, portanto, o rendimento e a produtividade do biogás. No entanto, devido às características dos resíduos animais, como proteínas, lipídios, restos de alimentos não digeridos, resíduos de drogas antimicrobianas, microrganismos patogênicos e teores de nutrientes, a degradação pode ser complexa. Por isso, é necessário controle e estabilidade de processo. A recuperação eficiente de metano de resíduos ricos em lipídios é difícil porque esses resíduos possuem biodegradabilidade lenta. O pré-tratamento pode promover a solubilização de lipídios e acelerar a digestão anaeróbia, processando a carcaça suína antes de sua introdução aos biodigestores. Essa revisão apresenta uma visão geral da digestão anaeróbia de dejetos suínos e carcaças. As características desses resíduos foram analisadas, identificando estratégias para aumentar o rendimento do biogás e a estabilidade do processo. Considera-se o potencial energético, pré-tratamento físico, químico e biológico, aspectos sanitários e reciclagem como fertilizantes.

Palavras-chave: resíduos suínos; economia circular; sustentabilidade; metano; microrganismos patogênicos; pré-tratamento.

² **Adaptado de:** Deisi Cristina Tápparo, Paula Rogovski, Rafael Dorighello Cadamuro, Doris Sobral Marques Souza, Charline Bonatto, Aline Frumi Camargo, Thamarys Scapini, Fábio Stefanski, André Amaral, Airton Kunz, Marta Hernández, Helen Treichel, David Rodríguez-Lázaro and Gislaine Fongaro. Nutritional, Energy and Sanitary Aspects of swine manure and carcass co-digestion. *Front. Bioeng. Biotechnol*, 2020. **Artigo publicado.**

6.1 Introdução

A proteína animal é um dos alimentos mais consumidos mundialmente, o qual é considerado excelente fonte de nutrientes e minerais essenciais à saúde, como ferro, zinco, aminoácidos e vitaminas do grupo B (WU *et al.*, 2014). O consumo de carne está conectado com fatores socioeconômicos e culturais (FONT-I-FURNOLS & GUERRERO, 2014). A suinocultura moderna está ligada à indústria, de maneira que se estima que a produção global exceda 100 milhões de toneladas, em 2017 (USDA, 2019). A China é o maior produtor de carne suína (53,4 milhões de toneladas), seguida pela União Europeia (23,6 milhões de toneladas), EUA (11,6 milhões de toneladas) e o Brasil (3,7 milhões de toneladas), sendo que esses são responsáveis por 80% da produção global (USDA, 2019). Os sistemas de produção de suínos possuem diferenças entre os países (FAO, 2016). A produção industrial de suínos é caracterizada pela concentração de animais, gerando, por consequência, altos volumes de dejetos ($\pm 47 \text{ L matriz}^{-1} \text{ d}^{-1}$) e demanda energética. O dejetos suíno é composto por urina e fezes misturado com água de lavagem e resíduos alimentares, microrganismos patogênicos, antibióticos, matéria orgânica e nutrientes (KUNZ *et al.*, 2009a; VIANCELLI *et al.*, 2013).

Diferentes tecnologias estão disponíveis para o tratamento de águas residuárias com elevada concentração de matéria orgânica, incluindo processos físico-químicos, tratamentos aeróbios (nitrificação/desnitrificação), compostagem e DA (LOYON, 2017). DA é o processo mais utilizado, devido à recuperação de energia e aos custos reduzidos de implementação, operação e manutenção (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2010). A DA é uma alternativa promissora, considerando a recuperação de energia e gestão dos resíduos. Envolve 3 etapas: a conversão da matéria orgânica complexa em substâncias solúveis, a produção de AGV e hidrogênio e, por fim, a conversão dos AGV e hidrogênio em metano e dióxido de carbono (WAINAINA *et al.*, 2019).

Além do problema de geração elevada de dejetos nas unidades produtoras, existe uma preocupação emergente com a mortalidade suína. Os suínos inevitavelmente morrem e a disposição adequada é indispensável para garantir a proteção ambiental, assim como a saúde animal e humana (WU *et al.*, 2017b). As carcaças animais podem conter microrganismos patogênicos (vírus e bactérias), resíduos de antibióticos e outros compostos químicos (ZHONG *et al.*, 2017b).

As taxas de mortalidade podem variar conforme a fase produtiva e o manejo dos animais. Na China, as perdas animais são de 7, 10, 5, 1% para matrizes, maternidade, crechário e terminação, respectivamente (ZHONG *et al.*, 2017b). Enquanto no Reino Unido, as taxas são 5,4%, para matrizes, 2,8%, para as fases de crescimento, e 2,7%, para terminação (AHDB, 2017). As taxas, no Brasil, são similares a outros países, sendo de 7, 3,2, 4, 5,7 e 7% para suínos de maternidade, crechário, terminação, unidade produtora de desmamados e matrizes, respectivamente (ABCS, 2014). Existem diferentes métodos de disposição de carcaças animais

e estudos demonstram o uso para a produção de energia, considerando o potencial para a produção de metano e hidrogênio (TÁPPARO *et al.*, 2019b; HE *et al.*, 2020), devido às elevadas concentrações de proteínas e lipídios presentes na carcaça (ZHANG & JI, 2015).

6.2 Potencial de produção de energia dos resíduos da suinocultura e seu uso como biofertilizante

A produção de metano do dejetos suíno é dependente de alguns fatores, como a concentração de matéria orgânica, o tempo de retenção do dejetos nas calhas e a fase produtiva dos suínos (Tabela 8) (GOPALAN *et al.*, 2013; AMARAL *et al.*, 2016; MITO *et al.*, 2018). Já a eficiência da conversão do biogás produzido em energia elétrica, é em função da qualidade do gerador atrelado às características do dejetos. Para dejetos oriundos da fase de terminação, estima-se que 1 m³ de dejetos suíno possa gerar entre 13,7 e 22 kWh. No Brasil, os valores de produção de energia variam de 1,12 e 1,8 kWh para cada metro cúbico de biogás (AMARAL *et al.*, 2019).

Tabela 8 Produção de biogás por litro de dejetos suíno para várias fases produtivas.

Fase produtiva	Dejeto (L _{dejeto} d ⁻¹)	SV (kg _{SV} m ⁻³)	Rendimento de biogás (Nm ³ _{biogás} g _{SV} ⁻¹)	m ³ _{biogás} m ⁻³ _{dejeto}
UPD	45,5	15,1	0,560	13,0
UPL	59,4	12,8	0,765	15,1
Crechário	1,4	3,8	0,970	5,7
UT	10,6	21,2	0,474	12,2
Ciclo completo	94,8	19,3	0,375	11,1

Fonte: (GOPALAN *et al.*, 2013; AMARAL *et al.*, 2016; MITO *et al.*, 2018).

A produção de energia limpa e renovável a partir do dejetos suíno contribui significativamente para a proteção de meio ambiente, particularmente em relação à emissão de metano, um GEE, e a redução na demanda por combustíveis fósseis. As emissões de GEE a partir do dejetos suíno e nas instalações é de aproximadamente 4,9 kg CO₂ por kg de carcaça, podendo ser reduzido em até 40%, adotando-se práticas de manejo do dejetos (PHILIPPE & NICKS, 2015). A produção de metano, de forma sustentável, requer a máxima utilização do substrato e mínimo metano residual, a fim de reduzir os GEE do digestato (RUILE *et al.*, 2015). O tipo e composição do substrato, tempo de retenção hidráulica, carga orgânica volumétrica e estabilidade do processo são fatores-chave para a produção sustentável do metano (HERNÁNDEZ & RODRÍGUEZ, 2013).

O digestato normalmente é utilizado para fins de fertilização na agricultura (VERONEZE *et al.*, 2019). A gestão inadequada pode contaminar as águas superficiais e profundas, o solo e ar, de maneira que esses fatores comprometem a sustentabilidade e expansão da atividade

suinícola (KUNZ *et al.*, 2009a). Assim como a produção de metano, a qualidade do digestato e seu uso como biofertilizantes é dependente da composição e variabilidade do dejetos utilizado na DA, do modelo de biodigestor, da segregação ou perda de nutrientes durante o uso do substrato e/ou armazenamento do digestato, eficiência dos sistemas de pré-tratamento (separação sólido-líquido antes da DA) e o tratamento do digestato (NICOLOSO *et al.*, 2019). A concentração de nutrientes no dejetos suíno é altamente variável (Tabela 9), sendo indispensável haver análises laboratoriais para a caracterização do fertilizante. Os resultados laboratoriais possibilitam a aplicação da dosagem correta ao solo, suprimindo a demanda por nutrientes específicos de cada cultura, evitando a aplicação excessiva de nutrientes e, conseqüentemente, o impacto ambiental.

Tabela 9 Concentração de nutrientes para o dejetos suíno em diferentes fases produtivas e para a carcaça.

Fase produtiva	Produção de Dejetos (m ³ _{dejetos} animal ⁻¹ ano ⁻¹)	Nutriente (kg animal ⁻¹ ano ⁻¹)		
		N	P **	K***
UT	1,6	8,0	4,3	4,0
Crechário	0,9	0,4	0,25	0,35
UPL	8,3	25,7	18,0	19,4
Ciclo completo	17,2	85,7	49,6	46,9
Carcaça suína*	-	3,1	0,6	0,3

*Considerando um animal de 130 kg, e kg animal⁻¹ ** P₂O₅ *** K₂O.
Fonte: NICOLOSO, *et al.*, (2019).

Tapparo *et al.* (2019) estudaram o potencial de produção de biogás da carcaça suína e obtiveram 1076 ± 48 L_{Nbiogás} kg_{SVadico}⁻¹ com uma concentração de metano de aproximadamente 56%. Os autores indicaram um potencial de produção de biogás 5 vezes maior para a carcaça suína em relação ao dejetos estudado. Considerando uma unidade produtiva de suínos com 10.000 matrizes e uma mortalidade anual de 7%, estima-se um potencial de produção de biogás de 93 000 m³_{biogás} ano⁻¹ ou aproximadamente 52 000 m³_{metano} ano⁻¹. Kirby *et al.*, (2018) utilizaram água para diluir e digerir a carcaça suína em uma COV de 50 g_{ST} L⁻¹ e 100 g_{ST} L⁻¹ em reatores em batelada sequencial, reportando rendimentos de biogás de 970 L_{Nbiogás} kg_{SVadico}⁻¹ e 850 L_{Nbiogás} kg_{SVadico}⁻¹, respectivamente. Os autores reportaram aumento da concentração dos ácidos acético e propiônico durante a fase de alimentação do reator, os quais diminuíram na fase final (sem alimentação, aproximadamente 30 dias), não registrando inibição do sistema. Para a partida, Kirby *et al.*, (2019) usaram digestato de uma planta de biogás comercial que era alimentada com resíduos de alimentos, a qual pode ter contribuído com sistema de tamponamento e estabilidade do processo.

A monodigestão da carcaça suína é um processo suscetível ao acúmulo de AGV e/ou amônia, resultando em inibição da comunidade metanogênica e conseqüente redução da produção de metano (BÉLINE *et al.*, 2017). A codigestão oferece vantagens em relação à

monodigestão, incluindo: incremento da COV e consequente produção de biogás, sistema de tamponamento, balanço de nutrientes, diluição de compostos inibitórios, promover efeito sinérgico e economia nas plantas de biogás (JIANG *et al.*, 2019). Diversos estudos foram desenvolvidos visando à codigestão da carcaça suína, misturada com outros substratos, incluindo: polpa de beterraba (KIRBY *et al.*, 2018), vinhaça (DAI *et al.*, 2015) e dejetos suínos (TAPPARO *et al.*, 2018).

6.3 Codigestão de dejetos suínos e carcaça suína visando à potencialização da produção de biogás

A DA é uma tecnologia versátil, utilizada amplamente para tratar os compostos orgânicos presentes nos resíduos agropecuários e para a geração de energia. Muitos substratos são estudados para codigerir com o dejetos suínos, com o objetivo de aumentar a produção de biogás ou hidrogênio, como resíduos lignocelulósicos (NESHAT *et al.*, 2017), restos de alimentos (YE *et al.*, 2013), microalgas (WANG *et al.*, 2016) e carcaça animal (TAPPARO *et al.*, 2019). O dejetos suínos é considerado um excelente co-substrato, devido à elevada concentração de alcalinidade, o que propicia um bom sistema de tamponamento e ausência de necessidade de inoculação para a partida dos biodigestores.

Massé *et al.*, (2008) investigaram a codigestão anaeróbia psicrófila do dejetos suínos e carcaça em um reator de batelada sequencial, operado a 25°C. Os autores reportaram produção de biogás, sem indícios de inibição (20 e 40 kg_{carcaça} m⁻³_{dejetos}, até 8 vezes as taxas normais de mortalidade). Tapparo *et al.*, (2019) estudaram o PBB da codigestão de carcaça e dejetos suínos em relações de 3, 7,5 e 15 kg_{carcaça} m⁻³_{dejetos}, reportando que a produção de biogás foi 52, 95 e 119% maior, respectivamente, comparado com o dejetos suínos. A produção de metano aumentou 6% para cada 1 kg_{carcaça} m⁻³_{dejetoadic}. No entanto, ao simular a geração de carcaça a partir de uma emergência (117- 467 kg_{carcaça} m⁻³_{dejetos}), ocorreu acúmulo de AGV nos biodigestores, resultando na inibição da produção de biogás. Na maior relação carcaça/dejetos, a toxicidade por amônia teve um efeito maior. Para as relações 117, 223 e 467 kg_{carcaça} m⁻³_{dejetos}, relataram rendimentos de metano de 0,33 ± 0,03, de 0,32 ± 0,05 e 0,24 ± 0,05 L_{biogás} g_{CODadic}⁻¹, respectivamente, com composições de 70 ± 2%, 68 ± 3% e 66 ± 7% (RAJAGOPAL, MASSÉ, and SAADY, 2014). Claramente, a DA de carcaças de suínos é possível, combinando um método de descarte com maior geração de biogás nas unidades produtoras de suínos. No entanto, os critérios operacionais devem ser adaptados a fim de garantir a completa degradação dos resíduos (TAPPARO *et al.*, 2019). Mais estudos são necessários para caracterizar a codigestão anaeróbia com diversas relações de carcaça e dejetos, em diferentes configurações de reatores e condições operacionais (incluindo TRH, temperatura e COV).

Tabela 10 Estudos de inibição durante a codigestão anaeróbia de carcaças suínas e outros resíduos.

Substrato	Configuração do reator	Relação	COV	Temp. (°C)	pH	AL	AGV (g L ⁻¹)	Ref.
Dejeto e carcaça	Batelada sequencial	20 e 40 g _{carcaça} L _{dejeto} ⁻¹	3,2 g COD L ⁻¹ d ⁻¹	25	8,2	-	Sem acúmulo	(Massé <i>et al.</i> , 2008)
Dejeto suíno e carcaça	Batelada sequencial	117 g _{carcaça} L _{dejeto} ⁻¹	3,2 g COD L ⁻¹ d ⁻¹	25	7,95	302 ± 24	máx. 6	(Rajagopal, Massé, and Saady, 2014)
		233 g _{carcaça} L _{dejeto} ⁻¹	3,2 g COD L ⁻¹ d ⁻¹	25	7,97	323 ± 12	máx. 5	
		467 g _{carcaça} L _{dejeto} ⁻¹	3,2 g COD L ⁻¹ d ⁻¹	25	7,82	313 ± 29	máx. 4	
Carcaça suína	Batelada	-	50 g _{ST} L ⁻¹	35	8,02	-	Aumento durante a fase de alimentação (até 5.9), decaindo durante os 30 dias sem alimentação (0.4)	(Kirby <i>et al.</i> , 2018)
		-	100 g _{ST} L ⁻¹		7,99	-		
Carcaça suína e polpa de beterraba	Batelada	1:1 (ST base)	50 g _{ST} L ⁻¹	35	7,87	-	Aumento durante a fase de alimentação (para 5,1), deacindo após 30 days sem alimentação (0,1)	
			100 g _{ST} L ⁻¹		7,95	-		
Carcaça e vinhaça	-	1:1 (SV base)	6,8 kg _{SV} m ⁻³	35	7,75	600 mg L ⁻¹ (sem efeito na performance do reator)	Acúmulo de ácidos (redução de 75% no rendimento de biogás)	(Dai <i>et al.</i> , 2015)

6.4 Inibidores da produção de biogás a partir de resíduos da suinocultura

Diversos fatores influenciam a performance da DA; alguns compostos finais e intermediários podem ser chave na produção de biogás e inibição dos microrganismos envolvidos. A Tabela 10 sumariza os principais inibidores e estudos da codigestão de carcaça e dejetos suínos.

6.4.1 Amônia

Diversos autores descreveram os impactos negativos de altas concentrações de nitrogênio na performance da DA. Lauterböck *et al.*, (2012) reportaram inibição por AL em concentrações de 1000 mg L⁻¹ (6 g N-NH₄ L⁻¹) durante a digestão de resíduos de abatedouro, em condições mesofílicas (38°C) e pH 8,1. Hejnfelt & Angelidaki (2009) reportaram que concentrações >7 g N m⁻³, em temperaturas mesofílicas e termofílicas inibiram a produção de biogás de subprodutos suínos (farinha de carne e osso, gordura, sangue, costela, pelos e carne). Estudos da codigestão de carcaça e dejetos, em escala de laboratório, demonstraram um incremento de aproximadamente 10 mg L⁻¹ de NH₃ para cada kg de carcaça adicionado por metro cúbico de dejetos (TÁPPARO *et al.*, 2019a).

Estudos sugerem que os microrganismos metanogênicos hidrogenotróficos são mais tolerantes que os acetoclásticos para as formas de nitrogênio ureia e NH₄CL (TIAN *et al.*, 2018). Isso está consistente com o reportado por Yang *et al.*, (2018), em que foi evidenciado o enriquecimento dos microrganismos hidrogenotróficos (*Methanobacterium* e *Methanoculleus*); as concentrações de NH₄⁺ aumentaram, enquanto o número de metanogênicas acetoclásticas (*Methanosaeta*) foi reduzido, em condição mesofílica.

Outros estudos investigaram como mitigar o impacto das altas concentrações de amônia. Uma estratégia comum é a codigestão, em que os substratos são misturados para ajustar a relação C/N e, assim, diminuir a concentração para baixo do limite de inibição (JIANG *et al.*, 2019). Outras estratégias para a prevenção da inibição incluem stripping, adaptação da comunidade microbiana e bioaugmentação (KRAKAT *et al.*, 2017).

6.4.2 Acúmulo de ácidos

O balanço entre a produção e o consumo dos produtos gerados em cada fase é determinante para a performance da DA, especialmente os AGV (CHOONG *et al.*, 2016). Durante a produção de biogás, existem duas rotas para a geração dos AGV. Na primeira, compostos solúveis são convertidos diretamente para AGV, incluindo acético, propiônico, butírico, por microrganismos acetogênicos. No segundo, o dióxido de carbono e hidrogênio são utilizados como substratos para a produção de ácido acético pelos microrganismos

acetogênicos, incluindo bactérias homoacetogênicas (LI *et al.*, 2019). Quando a produção de ácidos é maior que o consumo, os ácidos acumulam-se no meio e o pH pode cair. Em um sistema de AD estável, as concentrações de AGV ficam entre 50-250 mg L⁻¹ (REN *et al.*, 2018).

A coinibição por amônia e AGV é descrita como uma inibição em duas fases. Inicialmente, os microrganismos metanogênicos são inibidos pela amônia, resultando no aumento das concentrações de AGV e hidrogênio; assim, conseqüentemente, promove-se inibição em todas as etapas da DA (TIAN *et al.*, 2018). Isso leva a um ciclo, no qual há acúmulo de AGV, diminuição do pH e acúmulo de mais ácidos. As recomendações comuns para minimização e restauração da produção de biogás na prática comercial são: diminuir a COV e/ou suspender a alimentação do reator até que a produção de biogás seja reestabelecida, ou reiniciar o reator. Ambas as recomendações podem causar perdas econômicas significativas. Nguyen *et al.*, (2019) propuseram a microaeração como alternativa para reduzir as concentrações de AGV e restaurar os processos de produção de biogás. O fornecimento de quantidades conhecidas e controladas de O₂ permitiu que os microrganismos heterótrofos facultativos rapidamente (2 semanas) consumissem o excesso de AGV acumulado durante os períodos instáveis.

6.4.3 Efeito dos antibióticos e sua persistência no digestato

Os antibióticos são utilizados em doses terapêuticas nas unidades produtivas de animais, incluindo as suinícolas, na prevenção e tratamento de doenças (YANG *et al.*, 2019). Spielmeyer (2018) reportou que é possível recuperar de 5 a 90%, dependendo da classe de antibiótico, nos dejetos excretados pelos animais, devido à incompleta metabolização desses compostos. Os antibióticos mais utilizados nos animais são tetraciclina e sulfamidas, os quais são frequentemente encontrados no dejetos (NURK *et al.*, 2019). Os antibióticos afetam a comunidade microbiológica dos reatores, podendo aumentar ou inibir a produção de biogás. Mustapha *et al.*, (2016) observaram que, na presença de cloranfenicol, a atividade metanogênica decaiu e a produção de biogás foi inibida, todavia, o antibiótico teve pequeno efeito nas fases de hidrólise, acidogênese e acetogênese.

Em ensaios de batelada com dejetos suínos, a produção de metano foi reduzida em 56, 60 e 65% em concentrações de oxitetraciclina e clortetraciclina de 10, 50 e 100 mg L⁻¹, respectivamente. No entanto, ao final do experimento, observou-se que os compostos possuíam alta afinidade com os sólidos em suspensão e, conseqüentemente, as concentrações baixas de antibióticos estavam na fase líquida (ÁLVAREZ *et al.*, 2010). Steinmetz, Gressler, Kunz, Soares (2016) avaliaram a persistência dos antibióticos tetraciclina clortetraciclina, metaciclina e oxitetraciclina (1,3–809 mg L⁻¹) em teste batelada, condição mesofílica (38°C), sendo que, após 35 dias, as concentrações de antibióticos diminuíram entre 46 e 98%. Nurk *et al.*, (2019) relataram resultados semelhantes, investigando o impacto da eliminação de quatro

antibióticos (sulfadiazina, sulfametazina, tetraciclina e clortetraciclina), em que as concentrações diminuíram entre 17 e 88%.

Steinmetz & Gressler (2019) consideram que a DA é uma ferramenta importante para eliminar os antibióticos dos dejetos e, assim, mitigar os riscos associados ao uso de medicamentos em SPAC's. Como concentrações substanciais dos antibióticos administrados podem ser encontrados no dejetos suíno, existem efeitos putativos significativos tanto na produção de biogás quanto na prevalência de genes de resistência antimicrobiana. Mais estudos são necessários para entender o impacto de carcaças de suínos adicionadas em digestores anaeróbios que tratam dejetos de suínos.

6.5 Pré-tratamentos para aumentar a produção de biogás e bio-hidrogênio em dejetos suíno e carcaças

Vários pré-tratamentos foram estudados recentemente por sua capacidade de melhorar a degradação de carcaças de suínos e dejetos, aumentando a produção de biogás e bio-hidrogênio (Tabela 11). Tais processos podem melhorar a taxa de hidrólise, reduzindo o TRH do biodigestor; as usinas de biogás podem, portanto, ser mais compactas (BOUGRIER *et al.*, 2005; CARRERE *et al.*, 2016). Além disso, o pré-tratamento de dejetos e carcaças permite melhorias na qualidade sanitária, reduzindo os patógenos. No entanto, os pré-tratamentos podem ter efeitos negativos sobre a DA e, em alguns casos, diminuir a produção de biogás devido à formação de compostos recalcitrantes e inibidores (CARRERE *et al.*, 2016; VENTURIN *et al.*, 2019).

Tabela 11 Pré-tratamentos e seus efeitos no dejetos e carcaça suína.

Pré-tratamento	Resíduo	Aspectos positivos	Aspectos negativos	Condições	Produção biogás/hidrogênio	Ref.
Alcalino	Dejeto	Fácil recuperação, não corrosivo, baixa energia	Implementação em escala rela, uso de agentes químicos	Amônia aquosa 32% m/m 20 °C, 96 h.	Incremento de 244% no rendimento de CH ₄ .	(Lymperrat ou <i>et al.</i> , 2017)
	Carcaça	Efetivo na eliminação de patógenos, sem emissões atmosféricas	Produção de resíduos tóxicos. Necessidade de neutralização, por exemplo misturando com outros resíduos	Hidróxido de potássio 2–8 M 20 °C 20 dias	600 mL CH ₄ g ⁻¹ SV em 42 de digestão com KOH 2M.	(Arias <i>et al.</i> , 2018)
Térmico	Dejeto	Promove a solubilização de materiais recalcitrantes, aumento da concentração de SV e AGV , e hidrólise de proteína.	Alto consumo de energia	CSTR 70 ± 1 °C, 1-4 dias	281 mL CH ₄ g ⁻¹ SV em 22 dias, com 3 dias de pré-tratamento	(Wu <i>et al.</i> , 2017a)
	Carcaça	Efetivo para redução de patógenos. solubilização da matéria orgânica em fase sólida.	Risco de inibição por AL, devido a decomposição da proteína	250 g carcaça 170 °C, 30 min	236 mL CH ₄ g ⁻¹ SV em 25 days	(Xu <i>et al.</i> , 2018)
Enzimático	Dejeto	Conversão de carboidratos e proteínas. Auxilia na fase acidogênica.	Salinidade (13g L ⁻¹)	Reator de aço 30 - 90 °C Enzimas usadas: Delvolase®; Delvozyme® L; Filtrase® NL; Bakezyme®	Incremento de 36% no rendimento de CH ₄	(Wang <i>et al.</i> , 2015)
	Carcaça	Aceleração da fase de hidrólise	Excessivo acúmulo de ácidos resultando em acidificação do reator e consequente baixos rendimentos de metano	pH 6.5 - 9.0 Concentração da enzima (Porcine Trypsin) 0.5 - 2.5 % 40 ° C, 24 h	104,59 mL CH ₄ L ⁻¹ em 23 dias	(He <i>et al.</i> , 2020)

Eletrólise	Dejeto	Simples, com altas taxas de produção de energia	Um número grande de elétrons não é transferido na corrente. Promissor para produção de hidrogênio, mas não é viável para biogás.	Células de eletrólise: cátodo de platina e ânodo de fibra de grafite, enriquecido com bactérias exoelogênicas. 16 a 184 horas 30 °C. Corrente: 0,5 V.	Incremento de 14% na produção de CH ₄ e 64% na produção de H ₂	(Wagner <i>et al.</i> , 2009)
Floculação e peneiramento	Dejeto	Simples operação aumenta a biodegradabilidade do dejeto.	Compostos químicos podem afetar as fases subsequentes da DA.	Floculação com polímero comercial (Chemifloc CV/300), e posterior peneiramento (0,25 mm).	Incremento de 75,4 % na produção de CH ₄	(González-Fernández <i>et al.</i> , 2008; Wang <i>et al.</i> , 2019b)
Trituração	Carcaça	Aumenta a área de superfície de contato. Acelera a produção de biogás	Não efetivo para controle de patógenos e alto consume de energia.	13 mm e 4 mm duas triturações	Incremento de 53,7 % na produção de CH ₄	(Kirby <i>et al.</i> , 2018)
Ultrassom	Dejeto	Aumenta a solubilização da matéria orgânica, e amônia. Promove a desintegração de partículas.	Consumo de energia, pode reduzir a produção de CH ₄ , devido a formação de compostos inibidores.	Sonda do Ultrassom (500 W, 20 kHz) Pulsos: 2 on 2 s 30 °C	Incremento de 28% na produção de CH ₄	(Elbeshbish <i>y et al.</i> , 2011)
	Carcaça e dejeto	Aumenta as taxas de hidrólise, produção de metano.	Liberação de agentes floculantes e compostos de lignina diminuem a taxa de hidrólise	(30 kHz) 22 ± 5 °C usando específica energia de 1000 kJ/kgST 109 dias	340 m ³ CH ₄ t ⁻¹ SV	(Luste <i>et al.</i> , 2012)

6.5.1 Pré-tratamentos mecânicos: Trituração

A trituração é um dos métodos mecânicos amplamente utilizados antes da DA, principalmente de carcaças, com o objetivo de reduzir o tamanho das partículas (KIRBY *et al.*, 2018; HE *et al.*, 2020). A redução do tamanho das partículas aumenta a área superficial do substrato, permitindo maior contato com os microrganismos, o que melhora a taxa de hidrólise. No entanto, a trituração requer mais energia do que outros tipos de pré-tratamento (BARAKAT *et al.*, 2013; CARRERE *et al.*, 2016).

6.5.2 Pré-tratamentos térmicos

A DA de resíduos e carcaças não tratados não é permitida pela legislação da União Europeia (1069/2009 / CE). Essas biomassas devem ser higienizadas (60 min, 70°C) ou esterilizadas (20 min, 133°C, 3 bar) para garantir a qualidade sanitária do digerido. Além da inativação dos patógenos e do aumento da segurança à saúde, a higienização e a esterilização atuam como um pré-tratamento térmico, com dois efeitos principais: hidrólise da matéria orgânica presente na fase sólida, incluindo ácidos, proteínas e carboidratos; e mudanças estruturais devido à pressão, levando à degradação da hemicelulose e transformação da lignina, o que facilita a hidrólise da celulose e aumenta a quantidade de compostos orgânicos biodegradáveis no biodigestor (LUSTE *et al.*, 2012; CARRERE *et al.*, 2016; WU *et al.*, 2017a). Algumas das proteínas da carcaça são retidas nos sólidos após o pré-tratamento térmico, possivelmente, causando inibição por amônia na DA quando as proteínas são decompostas. Além disso, o pré-tratamento térmico é muito limitado na prática devido ao alto consumo de energia (XU *et al.*, 2018). O aumento na produção de biogás precisa compensar o gasto de energia necessário para o pré-tratamento do substrato, para que o sistema possua viabilidade econômica.

6.5.3 Pré-tratamentos físicos: eletrólise e ultrassom

A eletrólise é usada em pré-tratamentos, gerando energia durante o tratamento de águas residuais. Esse método se baseia na ação de bactérias que oxidam a matéria orgânica de forma que os elétrons livres gerados a partir da biomassa são transferidos para o ânodo e, então, pela diferença de carga, fluem para o cátodo. Requer uma corrente de baixa tensão a ser aplicada ao efluente e, então, gera energia suficiente para se tornar autossustentável. É possível reduzir significativamente a carga orgânica por meio da troca de elétrons e obter

produtos de interesse biotecnológico, como o bio-hidrogênio e o biogás (MIN *et al.*, 2005; LOGAN *et al.*, 2007; WAGNER *et al.*, 2009).

O ultrassom é outro pré-tratamento eficaz para melhorar a geração de metano. O ultrassom atua formando bolhas de cavitação na fase líquida que colapsam para um tamanho crítico, produzindo calor e pressão substanciais na interface líquido-gás, turbulência e cisalhamento no meio (BOUGRIER *et al.*, 2005; LUSTE *et al.*, 2012). Conseqüentemente, o pré-tratamento com ultrassom solubiliza a matéria orgânica extracelular, aumenta a demanda química por oxigênio solúvel, causa desintegração e redução do tamanho de partícula com aumento da área de superfície; a taxa de hidrólise é, portanto, aumentada e a TRH pode diminuir (ELBESHISHY *et al.*, 2011).

6.5.4 Pré-tratamentos químicos: amônia

O pré-tratamento químico consiste na aplicação de compostos, como ácidos, bases e oxidantes, para melhorar a biodegradabilidade da biomassa, a produção de biogás e bio-hidrogênio. A amônia é usada no tratamento de hidrólise alcalina de carcaças e dejetos de suínos. A amônia pode ser recuperada e reciclada no processo ou utilizada para outras finalidades, incluindo fertilizantes nitrogenados, o que torna a técnica economicamente viável e ecologicamente correta (LYMPERATOU *et al.*, 2017). Wang *et al.*, (2019b) propôs um sistema integral, incluindo pré-tratamento de amônia de resíduo com recuperação simultânea. O stripping de amônia foi utilizado como método com eficiência de até 99%, após a cristalização da amônia, podendo ser reaproveitado para pré-tratamento de resíduos.

6.5.5 Pré-tratamentos biológicos: microrganismos e enzimas

O tempo necessário para a hidrólise é menor após o pré-tratamento biológico mediado por enzimas do que para a hidrólise biológica direta por bactérias anaeróbias durante a DA (WANG *et al.*, 2015). Por causa das quantidades substanciais de proteínas no dejetos de suíno, enzimas, como protease, são usadas para hidrólise e conversão da demanda química de oxigênio (DQO) em formas solúveis. O acoplamento entre as etapas de pré-tratamento e filtração enzimática pode resultar em um líquido menos recalcitrante, permitindo maior eficiência de AD (WANG *et al.*, 2015). Poucos estudos de pré-tratamento biológico abordam a degradação desses compostos para aumentar o rendimento do biogás. As quantidades de antibióticos residuais no dejetos podem ser reduzidas durante a DA, mas não podem ser completamente eliminadas. Os pré-tratamentos com microrganismos ou enzimas nos dejetos suínos para aumentar a produção de biogás são relativamente escassos (YIN *et al.*, 2018). No entanto, a β -lactamase exposta na superfície celular de *Escherichia coli* pode eliminar resíduos

da droga β -lactama na solução dejetos em um curto espaço de tempo (1 h), promovendo o crescimento de microrganismos metanogênicos, durante a DA, o que resulta em um aumento de até 93,2% na produção de metano (LIU *et al.*, 2019a).

6.6 Segurança sanitária na disposição de carcaças e dejetos animais

A disposição adequada dos resíduos animais é imprescindível e requer atenção, devido à possibilidade de veiculação de doenças. Essa questão envolve, portanto, biossegurança, saúde pública e qualidade ambiental. Ao longo da história, o método convencional de disposição tem sido o sepultamento para carcaças e distribuição no solo para o dejetos, devido ao baixo custo. No entanto, os patógenos presentes nos resíduos devem ser inativados, para evitar a percolação de materiais para fontes de água (GWYTHYER *et al.*, 2011; CHOWDHURY *et al.*, 2019). Quando a carcaça animal é degradada sem tratamento, os microrganismos podem permanecer disponíveis no solo por longos períodos e serem lixiviados (CHOWDHURY *et al.*, 2019). Os pré-tratamentos podem servir como procedimento de controle ambiental, permitindo a redução ou total inativação do material infeccioso (BOT BENITES, 2005). O dejetos suíno, utilizado como biofertilizante, contribui para a redução das emissões de GEE, além de aumento da produtividade de grãos, sendo ilustrado como estratégia para diminuir custos e impactos ecológicos (TOPP *et al.*, 2009; HU *et al.*, 2013; KANG *et al.*, 2016).

Devido às preocupações quanto à sustentabilidade e segurança sanitária, uma estratégia geral e multifacetada de “One Health” deve ser implementada para atender às necessidades ambientais, saúde humana e animal (NGUYEN-VIET *et al.*, 2015). Poucos tratamentos atualmente aplicados em dejetos suínos inativam totalmente todos os tipos de patógenos. A maioria dos procedimentos são eficazes para bactérias, enquanto ovos de helmintos, cistos, oocistos de protozoários e vírus entéricos são extremamente resistentes a estresses ambientais, frequentemente utilizados como estratégia de inativação, como aumento da temperatura, variações de pH e luz ultravioleta. A Tabela 12 descreve exemplos de patógenos relevantes na cadeia suínica, bem como as doenças associadas, sobrevivência ambiental e sistemas de tratamento/inativação. A combinação de fatores, temperatura, pH, umidade, carbono, nutrientes, pode ser adequada para o tratamento dos dejetos (SIDHU, 2001).

Tabela 12 Principais patógenos presentes nos dejetos suínos, suas doenças associadas, sobrevivência ambiental e sistemas de inativação / tratamento.

	Patógenos	Doenças	Matrizes ambientais	Sistema de tratamento	Ref.
	<i>Salmonella</i> spp.	Diarreia, doença sistêmica e pneumonia em humanos e animais (zoonoses)	Dejeto suíno, bovino e de aves	Digestão anaeróbia	Fongaro et al. (2014)
Bactéria	Methicillin-resistente <i>Staphylococcus aureus</i>	Inchaço (zoonoses)	Dejeto suíno, bovino e de aves	fotoquímica por ativação de luz azul da riboflavina	Slifierz et al. (2015)
	<i>Listeria monocytogenes</i>	Listeriose, encefalite, abortos (zoonoses)	Dejeto suíno, bovino e de aves	–	Broes et al. (2019)
	Rotavírus- A (RVA)	Diarreia	Dejeto suíno e bovino	Reator de membranas Ultrafiltração, coagulação e sedimentação Radiação ultravioleta (UV)	Estes and Kapikian (2007) Hmaied et al. (2015)
Vírus	Circovírus suíno tipo 2 (PCV2)	Síndrome de desgaste multissistêmico	Dejeto suíno	Aeróbio UASB	Chae (2005) Viancelli et al. (2012)
	Parvovírus suíno (PPV)	Infertilidade e falha reprodutiva (não zoonótica)	Fração sólida dejetos suíno	Ácido peracético 0,2% Temperatura 90 ° C	Mészáros et al. (2017)

	Teschovírus (TV)	Encefalomielite	Dejeto bovino e suíno	-	(Jimenez-Clavero et al., 2003; Haack et al., 2015)
	Vírus da peste suína clássica (CSFV)	Infecção hemorrágica	Fração sólida dejetos suíno	Temperatura 61 °C	Turner et al. (2000) Becher and Thiel (2001)
Parasitas	<i>Ascaris suum</i>	Diarreia ou gastroenterite	Dejetos animais	Amônia	Maruyama et al. (1996) Vinnerås et al. (2003) WHO (2006)
	<i>Cryptosporidium parvum</i> e <i>Giardia lamblia</i>	Diarreia ou gastroenterite	Dejetos animais	Amônia Digestão anaeróbia	Kinyua et al. (2016)

Alguns métodos de pré-tratamento possuem potencial de controle dos patógenos na carcaça animal. Efeitos positivos foram relatados para a hidrólise alcalina, na qual foi possível eliminar completamente os patógenos, incluindo os agentes da encefalopatia espongiforme. O mecanismo pode envolver ação alcalina combinado à temperatura, o qual rompe as paredes celulares dos patógenos. O tratamento térmico controla uma gama ampla de patógenos, tais como *Enterococcus faecalis*, *Salmonella Senftenberg*, *Parvovirus*, ovos de helmintos (LIU *et al.*, 2019b). Além disso, tecnologias não térmicas podem contribuir para o controle de patógenos, tais como campos elétricos pulsados (CEP), micro-ondas, pressurização, ultrassom e tratamentos químicos. O CEP reduziu efetivamente *Enterococcus fecalis* e *E.coli* (0,5-3,5log10) em resíduos animais (LIU *et al.*, 2019c).

6.7 Vantagens técnico-econômicas

Na perspectiva econômica, o sistema de tratamento de dejetos suínos pode representar uma parcela significativa do investimento em uma unidade produtiva de suínos, mas também pode gerar um valor agregado ao fornecer receitas agrícolas por meio de seus subprodutos, como créditos de carbono, fertilizantes e biogás; as estimativas podem variar de uma taxa interna de retorno (TIR) de 6,4 a 28,4% ao ano (KUNZ *et al.*, 2009a). O retorno é dependente dos objetivos e escala do projeto, mas condiz com essa característica da tecnologia, uma vez que o foco são os SPAC's, em que são limitadas as áreas de cultivo para a disposição de dejetos. As principais vantagens associadas ao biogás são o aumento da oferta de fontes alternativas de energia elétrica e a estabilização da matéria orgânica oriunda dos dejetos (FREITAS *et al.*, 2019). Em estudo analisando a avaliação do ciclo de vida da produção suína de quatro sistemas de manejo de dejetos, os autores concluíram que o uso de um biodigestor para fins energéticos apresenta o melhor desempenho ambiental para quase todos os impactos ambientais, principalmente, devido à recuperação do biogás e ao potencial de economia de energia (CHERUBINI *et al.*, 2015). Consequentemente, a implantação de sistemas de tratamento eficientes pode promover benefícios sociais devido à proteção da saúde humana e animal, ao mesmo tempo em que pode reduzir problemas ambientais, como o descarte excessivo de resíduos no solo, contaminação de lençóis freáticos e eutrofização de corpos d'água (FREITAS *et al.*, 2019).

6.8 Considerações finais

A cadeia suinícola possui relevância no cenário mundial, no entanto, apresenta inúmeras questões associadas, incluindo aquelas relacionadas à produção de proteínas, demandas por alimentos, demanda energética e equilíbrio entre saúde animal, humana e

questões ambientais. Os resíduos dessa cadeia podem ser tratados e usados para fins de biocombustíveis. A codigestão de dejetos de suínos e carcaças gera energia e o digestato resultante é rico em nutrientes, sendo valioso para uso em agricultura e reciclagem nutricional. Por fim, a gestão adequada dos resíduos contribui para a sustentabilidade da cadeia animal e ambiental.

ARTIGO III: EFEITO DA ADIÇÃO DE CARÇA NA PERFORMANCE DE REATORES CSTR E BLC TRATANDO DEJETO SUÍNO.

RESUMO

A suinocultura é uma atividade agrícola importante para o Brasil, de maneira que a produção intensiva aumenta a necessidade de manejo e tratamento dos resíduos animais. A codigestão anaeróbia de dois resíduos principais da produção suína (carça de animais não abatidos e dejetos suínos) é uma excelente alternativa de manejo e produção de biogás. Diante disso, o presente estudo teve como objetivo obter resultados em relação ao desempenho e estabilidade do processo, produção de biogás, qualidade do digestato para fins agrícolas da codigestão de carça e dejetos suínos, considerando dois modelos de biodigestores, já operados com dejetos suínos. Dois biodigestores, um CSTR (do inglês *continuous stirred tank reactor*) e BLC (biodigestor lagoa coberta), foram operados em escala de laboratório, mantidos em condições mesofílicas ($37^{\circ}\text{C} \pm 1$) e alimentados uma vez ao dia. A progressão de carga orgânica volumétrica (COV) foi realizada aumentando a proporção de carça em relação a dejetos suínos no reator em ambos os reatores, sempre que o reator atinge condições estacionárias de produtividade de biogás. A progressão de COV foi realizada aumentando a relação carça suína e dejetos de 0 para $115 \text{ kg}_{\text{carça}}\text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$ no CSTR e de 0 para $31 \text{ kg}_{\text{carça}}\text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$ no BLC. Ambos os modelos de biodigestor foram eficientes para a produção de biogás. No entanto, em comparação à fase I ($0 \text{ kg}_{\text{carça}}\text{m}^{-3}_{\text{lodo}}$) e à fase IV ($68 \text{ kg}_{\text{carça}}\text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$), a produtividade do biogás do CSTR aumentou de $0,41 \pm 0,03$ para $1,63 \pm 0,14 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ m}^3_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e rendimento de biogás de $0,33 \pm 0,03$ para $0,87 \pm 0,10 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$ que representa 397% e 263% em relação à monodigestão do dejetos, respectivamente. Enquanto isso, para o BLC, em comparação à fase I ($0 \text{ kg}_{\text{carça}}\text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$) e à fase V ($15 \text{ kg}_{\text{carça}}\text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$), a produtividade de biogás aumentou de $0,19 \pm 0,02$ para $0,61 \pm 0,05 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ m}^3_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e o rendimento de biogás de $1,12 \pm 0,19$ para $1,27 \pm 0,24 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$, que representa 321% e 113% em relação à monodigestão do dejetos, respectivamente. Não há evidência de inibição da digestão anaeróbia para ambos os reatores; no entanto, na última fase, relação de $100 \text{ kg}_{\text{carça}}\text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$, o CSTR iniciou a produção de espuma, apresentando queda na produção de biogás e na concentração de metano. A escolha do modelo de biodigestores é relacionada com a configuração do sistema de tratamento e do destino do efluente dentro da unidade produtora, no entanto, o CSTR pode operar com relação carça/dejetos de 4 vezes ao BLC. A distribuição de macro e micronutrientes, presentes no digestato de ambos os reatores, não apresentou tendência de incremento ao longo do experimento, exceto para o nitrogênio (N), o qual teve incremento devido à concentração de proteínas presentes na carça.

6.9 Introdução

Nos próximos anos, é esperado um crescimento global da demanda por alimentos, em consequência do crescimento populacional e do consumo de proteína animal. Não obstante, a produção de suínos está crescendo constantemente, com valor mundial de 96,7 milhões de toneladas em 2020 (USDA, 2021). Ao mesmo tempo em que ocorre a extensa produção de carne suína, existe a geração concomitante de resíduos dentro das unidades produtivas (KUNZ *et al.*, 2009a; TÁPPARO *et al.*, 2020a). Associada à geração dos resíduos, a pressão por abordagens sustentáveis, com conceitos de bioeconomia, aumenta o uso de tecnologias para alcançar a economia circular na produção de suínos.

A DA é um processo conhecido e amplamente utilizado para a redução da matéria orgânica e produção de subprodutos economicamente lucrativos, energia e fertilizante (TESSELE & VAN LIER, 2020). Em todo o mundo, foram realizados estudos usando a DA para tratar o dejetos suíno, utilizando diferentes configurações de reatores (LINS *et al.*, 2020), temperatura (RIYA *et al.*, 2016), digestão em fase sólida (HU *et al.*, 2019), estratégias de pré-tratamento (YANG *et al.*, 2016; TÁPPARO *et al.*, 2021a), codigestão (SCHOMMER *et al.*, 2020; CHEN *et al.*, 2021), em batelada e em reatores contínuos. No entanto, foi dedicado menos espaço a outro resíduo produzido abundantemente nas unidades produtivas: as carcaças de animais originadas da mortalidade rotineira (Categoria 2 da regulação da EU). Estudos demonstram que a DA ou codigestão de carcaça suína é uma rota de disposição desse material, considerando o PBB da carcaça, aproximadamente $1076 \pm 48 \text{ NL}_{\text{biogás}} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$ (TÁPPARO *et al.*, 2020b).

Considerado que as carcaças podem não ser adequadas para monodigestão em função da dificuldade de degradação e geração de compostos inibitórios, a codigestão apresenta-se como uma alternativa viável. A carcaça suína foi, com sucesso, codigerida com vários substratos, como polpa de beterraba (KIRBY *et al.*, 2018), vinhaça (DAI *et al.*, 2015) e dejetos suíno (MASSÉ *et al.*, 2008; TÁPPARO *et al.*, 2020b). A geração simultânea de dejetos suíno e carcaça na mesma área pode permitir sua mistura, com substancial vantagem, considerando a perspectiva do estado sanitário das unidades produtivas e a ambiental. Outra vantagem, em utilizar dejetos suíno como co-substrato, está na existência de biodigestores implementados em propriedades produtoras de suínos (CANTRELL *et al.*, 2008; TÁPPARO *et al.*, 2021a).

Além disso, o dejetos suíno possui elevadas concentrações de alcalinidade, a qual pode favorecer a degradação da carcaça, sem grandes flutuações de pH no sistema (TÁPPARO *et al.*, 2020a). No entanto, durante a codigestão de carcaça e dejetos suíno, altas concentrações de amônia podem ser atingidas, considerando que o dejetos e a carcaça são ricos em nitrogênio. No processo de DA, a amônia é um produto da degradação da matéria nitrogenada, principalmente na forma de proteína. Em geral, a amônia é um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos, no entanto, determinadas concentrações, aliadas ao pH do

meio e temperatura do biodigestor, podem ocasionar a falha de processo (CHEN *et al.*, 2014). A carcaça suína apresenta em torno de 13-18% de proteína em sua composição (DAI *et al.*, 2015; KIRBY *et al.*, 2018).

Nesse contexto, surgem algumas questões relacionadas à codigestão de carcaça e dejetos suínos. Qual a relação entre carcaça/dejeto ideal, considerando-se a performance do reator? Quais os rendimentos e produtividade de biogás podem ser alcançados com a mistura? A escolha da configuração de reator interfere na relação máxima de trabalho? A alcalinidade presente no dejetos será suficiente para manter o sistema de tamponamento do reator?

Baseado nesses questionamentos, o objetivo do estudo é obter resultados em relação ao desempenho e estabilidade do processo, produção de biogás, qualidade do digestato para fins agrícolas da codigestão de carcaça e dejetos suínos, considerando dois modelos de biodigestores, já operados com dejetos suínos.

6.10 Material e métodos

6.10.1 Características do substrato e potencial bioquímico de biogás (PBB)

O dejetos suínos foi coletado em uma granja de suínos, unidade produtora de leitões (UPL), localizada em Videira, Santa Catarina- Brasil (27° 02'38,8 " S 51° 05'35,7 " W). O dejetos suínos utilizado na alimentação do reator CSTR era dejetos bruto, enquanto, para o BLC, foi coletado após uma unidade de separação sólido-líquido. A carcaça suína foi coletada em granja na Embrapa Suínos e Aves, Concordia- Brasil (27° 18'S 51° 59'W). Uma matriz com peso aproximado de 250 kg (incluindo sangue e vísceras) foi processada em um triturador (Agrobona) e uma amostra representativa foi coletada e armazenada (-10°C) até o uso no experimento. As características físico-químicas dos substratos e PBB estão apresentadas na Tabela 13.

Tabela 13 Características da carcaça e dejetos suínos utilizados nos experimentos.

Amostras	PBB (NL _{biogás} kg _{SVadic} ⁻¹)		CH ₄ (%)	ST (g kg ⁻¹)	SV (g kg ⁻¹)	NTK (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	PT (g kg ⁻¹)	CT (g kg ⁻¹)	Lípidios (%****)	Proteína (%****)
Carcaça suína*	1117	± 60	69±1	661,8± 0,7	473,7± 0,9	23,7±1,6	3,2±1,6	7,0±2,0	379,9±69,9	32,0±2,0	15,4±1,0
Dejeto suíno (alimentação do CSTR) **	370	± 37	70±1	33,8±15,8	23,4±11,1	2,6±0,9	1,0±0,7	990±388	12,8±5,0	-	-
Dejeto suíno (alimentação do BLC) ***	595	± 111	57±10	10±4	7±3	1,3±26,9	0,7±0,2	273±121	3,3±1,3	-	-

* média de 2 coletas

** média de 3 coletas

*** média de 5 coletas

**** em relação aos sólidos totais

6.10.2 Operação do CSTR e BLC

O CSTR utilizado foi construído em acrílico e encamisado, com volume de trabalho de 12 L (Figura 11A). A temperatura foi controlada por banho termostático (JULABO, Modelo M8) mantido na faixa mesofílica ($37^{\circ}\text{C} \pm 1$). Já o BLC, usado neste estudo, é o mesmo de outro estudo descrito por Tápparo *et al.*, (2021), sem controle de temperatura (Figura 11B).

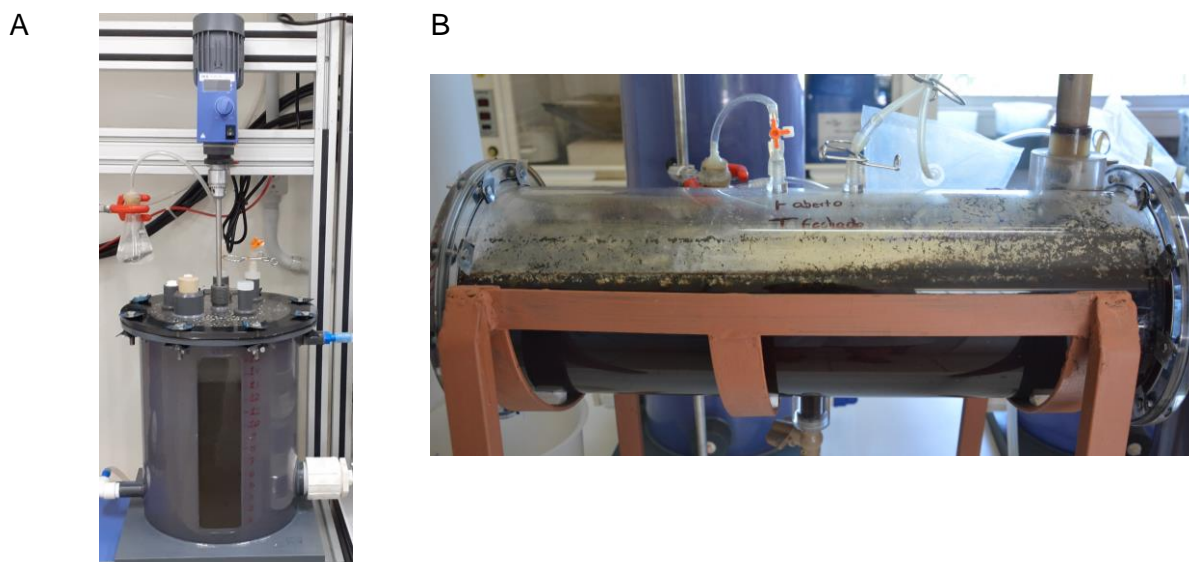


Figura 11 Reator CSTR (A), BLC (B) em escala de bancada alimentados com dejetos suíno e carcaça suína.

Como estratégia de partida do CSTR, foram utilizados 9 L (75% do volume de trabalho) de digestato do reator alimentado com dejetos suíno, como fonte de inóculo; após, foi alimentado com dejetos suíno até atingir o volume útil. A partida do BLC foi realizada utilizando 2,6 L de lodo e 10,4 L de efluente de um reator BLC alimentado com dejetos de suíno de uma unidade produtiva comercial, conforme previamente descrito por Tápparo *et al.*, (2021a). Os reatores foram alimentados uma vez ao dia. A produção de biogás foi medida usando Milligascounter (Ritter, MGC-1 V3.3 PMMA). A composição do biogás (CH_4 e CO_2) foi mensurada a cada 3 dias usando medidor de gás infravermelho (BIOGAS 5000, Geotech). Após a estabilização da produtividade de biogás dos reatores, foi iniciada a progressão de carga orgânica volumétrica (COV). A progressão de COV foi realizada aumentando a proporção de carcaça em relação ao dejetos de suíno no reator. O aumento de COV foi de $0,5 \text{ kg}_{\text{SVadic}} \text{ m}^{-3}_{\text{reator}} \text{ d}^{-1}$ e $0,05 \text{ kg}_{\text{SVadic}} \text{ m}^{-3}_{\text{reator}} \text{ d}^{-1}$, para CSTR e BLC, respectivamente, sempre que o reator atinge condições estacionárias de produtividade de biogás (variação de produtividade diária inferior a 10% por 10 dias consecutivos), conforme Tabela 14.

Tabela 14 Condições operacionais da codigestão anaeróbia de carcaça e dejetos de suíno em reatores CSTR e BLC.

Reator	Fases	Volume útil reator (L)	COV $\text{kg}_{\text{SV}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$	Relação $\text{kg}_{\text{carcaça}} \text{m}^{-3} \text{dejeito}$	TRH dias
CSTR	I	12	1,30	0	30,0
	II	12	1,43	35	29,0
	III	12	1,93	68	28,3
	IV	12	2,10	100	27,5
	V	12	2,35	115	27,2
BLC	I	17	0,20	0	30,0
	II	17	0,25	3,5	29,9
	III	17	0,30	7	29,8
	IV	17	0,35	10	29,6
	V	17	0,48	15	29,5
	VI	17	0,53	18	29,4
	VII	17	0,72	21	29,1
	VIII	17	0,77	25	28,9
	IX	17	0,82	28	28,7
	X	17	0,87	31	28,6

Sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), pH, N-NH₃ e relação Al/AP foram determinados 2 vezes por semana no efluente final. Antes de cada progressão (cada fase), o digestato foi analisado quanto à concentração de TKN, K, TP, Ca, Mg, Cu, Zn e AGV. A AL foi calculada conforme descrito por Anthonisen *et al.* (1976). O rendimento teórico foi calculado com base no PBB das amostras individualmente, conforme equação 1:

$$R_t = \frac{PBB_{\text{dejeito}} * m_{\text{dejeito}} + PBB_{\text{carcaça}} * m_{\text{carcaça}}}{m_{\text{dejeito}} + m_{\text{carcaça}}}$$

Em que:

Rendimento teórico: rendimento correspondente à mistura de dejetos e carcaça ($\text{L}_{\text{Nbiogás}} \text{kg}_{\text{SV}}^{-1} \text{d}^{-1}$).

Mdejeito = massa de sólidos voláteis proveniente do dejetos (kg).

Mcarcaça = massa de sólidos voláteis proveniente da carcaça (kg).

6.10.3 Métodos Analíticos

A determinação de ST, SV, pH, relação Al/AP, NTK, TP, K, CT foi realizada conforme descrito no Artigo I. N-NH₃ foi mensurada por método colorimétrico em um sistema de análise de injeção em fluxo (modelo 2500, Fialab Instruments, Seattle, EUA). Previamente, a amostra foi centrifugada (5488 g por 7 min) para a realização das análises de alcalinidade e N-NH₃. Ca, Mg, Cu e Zn foram determinados por espectrometria de absorção atômica com chama. A determinação dos AGV foi realizada por cromatografia gasosa em um cromatógrafo gasoso da marca Shimadzu (GC2030, Japão), equipado com um injetor splitless, um detector de ionização em chama (FID), um amostrador automático. A coluna de cromatografia de capilaridade usada

foi uma coluna capilar Rtx -Wax com polietilenoglicol como fase estacionária (30m X 0,25 mm di x 0,5 µm, RESTEK). O gás transportador era nitrogênio vazão constante (24 mL min⁻¹). A temperatura do detector era 280°C e do forno de 85°C. O digestato foi centrifugado a 7000 rpm por 7 min; o sobrenadante foi utilizado (diluído se necessário) e o pH foi ajustado para 2 utilizando uma solução de ácido fosfórico a 40%. Em seguida, foi adicionado 1 mL de solução de ácido octanoico 200 mg L⁻¹ (padrão interno).

6.11 Resultados e discussão

6.11.1 Produção de biogás dos reatores CSTR e BLC sob diferentes COV's

A Fase I, para ambos os reatores, corresponde à alimentação apenas com dejetos suíno, a qual apresentou rendimento e produtividade de $0,41 \pm 0,03 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$ e $0,33 \pm 0,03 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente, para o CSTR e $0,19 \pm 0,03 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$ e $1,12 \pm 0,19 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para o BLC (Figura 12 e Tabela 15). As diferenças entre os reatores, nessa fase, são atribuídas às características diferentes dos dejetos (Tabela 13) e, conforme mencionado no Artigo I, a fração líquida, após SSL (Tabela 6), possui carbono altamente biodegradável, impactando diretamente o rendimento de biogás (AMARAL *et al.*, 2016). Após a Fase I, a progressão de COV foi iniciada utilizando a carcaça suína, em ambos os reatores. Para o reator CSTR, as relações carcaça/dejeto utilizadas foram maiores que no BLC; isso se deve às características de cada tipo de biodigestor, assim, a progressão de carga no BLC foi mais lenta (descritas no artigo I).

Tabela 15 Dados do monitoramento da codigestão anaeróbia de carcaça e dejetos de suíno em reatores CSTR e BLC.

Reator	Fase	Produtividade		Rendimento		CH ₄ (%)	Rendimento teórico	Recuperação de biogás	Relação Al/AP		AL		pH
		L_N biogás $L_{reator}^{-1} d^{-1}$	L_N biogás kg_{SVadic}^{-1}	L_N biogás kg_{SVadic}^{-1}	(%)		(%)	mg _{HAc}	mg _{CaCO₃} ⁻¹	(N- NH ₃ mg L ⁻¹)			
CSTR	I	0,41 ± 0,03	0,33 ± 0,03	65	0,39	84	0,125 ± 0,005	164 ± 50	7,80				
	II	1,05 ± 0,03	0,70 ± 0,07	64	0,68	103	0,109 ± 0,006	262 ± 51	7,93				
	III	1,63 ± 0,14	0,87 ± 0,10	59	0,81	107	0,107 ± 0,004	254 ± 15	7,89				
	IV	1,64 ± 0,08	0,76 ± 0,07	52	0,91	83	0,258 ± 0,090	308 ± 86	7,88				
	V	1,56 ± 0,09	0,65 ± 0,08	53	0,94	69	0,400 ± 0,090	353 ± 25	7,88				
BLC	I	0,19 ± 0,02	1,12 ± 0,19	70	0,51	-	0,230 ± 0,021	18 ± 4	7,53				
	II	0,22 ± 0,02	0,87 ± 0,07	67	0,80	108	0,197 ± 0,003	22 ± 6	7,64				
	III	0,31 ± 0,03	1,09 ± 0,26	68	0,88	123	0,206 ± 0,040	30 ± 3	7,63				
	IV	0,40 ± 0,02	1,13 ± 0,06	67	0,93	121	0,260 ± 0,013	20 ± 1	7,61				
	V	0,61 ± 0,05	1,27 ± 0,24	66	0,99	128	0,258 ± 0,007	22 ± 6	7,60				
	VI	0,53 ± 0,04	0,98 ± 0,08	67	1,01	97	0,231 ± 0,016	29 ± 15	7,78				
	VII	0,56 ± 0,04	0,83 ± 0,11	66	0,86	96	0,211 ± 0,017	45 ± 10	7,79				
	VIII	0,63 ± 0,06	0,82 ± 0,08	64	0,89	92	0,213 ± 0,014	35 ± 8	7,64				
	IX	0,79 ± 0,04	1,01 ± 0,08	63	0,91	110	0,200 ± 0,015	45 ± 9	7,58				
	X	0,70 ± 0,04	0,90 ± 0,06	63	1,00	90	0,240 ± 0,022	38 ± 8	7,73				

*os dados representam a média durante o período estacionário.

No reator CSTR, a partir do primeiro aumento de COV e adição de 35 kg_{carcaça} m³_{dejeito}, houve um aumento de mais de 100% na produtividade e rendimento de biogás em relação à Fase I. O incremento da produtividade e rendimento ocorreu até a Fase III; na fase IV e V, o reator permaneceu na mesma produtividade e apresentou queda no rendimento, mesmo a COV estando abaixo do máximo atribuído para esse modelo de reator. Já para o BLC, o impacto da adição da carcaça no rendimento não foi tão expressivo, chegando a 13% na Fase V (em comparação com a Fase I); no entanto, para a produtividade, o aumento foi de 2 vezes em comparação à Fase I. Após a Fase V, houve uma tendência de estabilização na produtividade de biogás e queda no rendimento, o mesmo reportado para o CSTR.

Durante a codigestão anaeróbia, é importante identificar a melhor proporção de mistura a fim de promover interações positivas, otimizar a produção de biogás e preservar a estabilidade do digestato (ASTALS *et al.*, 2011). As concentrações de metano tiveram uma tendência de decaimento ao longo da operação de ambos os reatores. Além do mais, é importante ressaltar que, na Fase IV do reator CSTR, iniciou-se a produção de espuma, indicando um possível desequilíbrio entre substrato/microrganismos; ao longo da Fase IV e V, a produção de espuma chegou a aproximadamente 3 L, ocupando todo o headspace do reator. Assim, os sistemas de coleta de biogás foram obstruídos, transbordando aproximadamente 1/3 do reator, o que impossibilita dar continuidade ao processo de DA. Segundo Kougias *et al.* (2014), a composição do substrato (ex. altas concentrações de lipídios e proteínas, como o caso da carcaça suína) pode afetar a viscosidade dos líquidos durante a DA, pois possuem uma tendência de formação de agregados, contribuindo para a formação de espuma. Além disso, Jiang *et al.*, (2021) apontaram forte correlação da concentração de nitrogênio presente no reator e dos microrganismos formadores de espuma. Subramanian & Pagilla (2015) apontaram que um dos possíveis causadores da formação de espuma é a inconsistência na progressão da carga orgânica volumétrica (COV) ocasionado por choque de carga no reator. Os choques de carga no reator estão atrelados a relação substrato-microrganismos (S/M), o qual o excesso de substrato causa um desbalanço entre os grupos de microrganismos envolvidos na DA. A formação de espuma é uma manifestação da instabilidade do processo de DA; vários parâmetros operacionais e características dos substratos são sugeridos como indutores da sua formação, no entanto, são necessários mais estudos para determinar com exatidão essas correlações (YANG *et al.*, 2021).

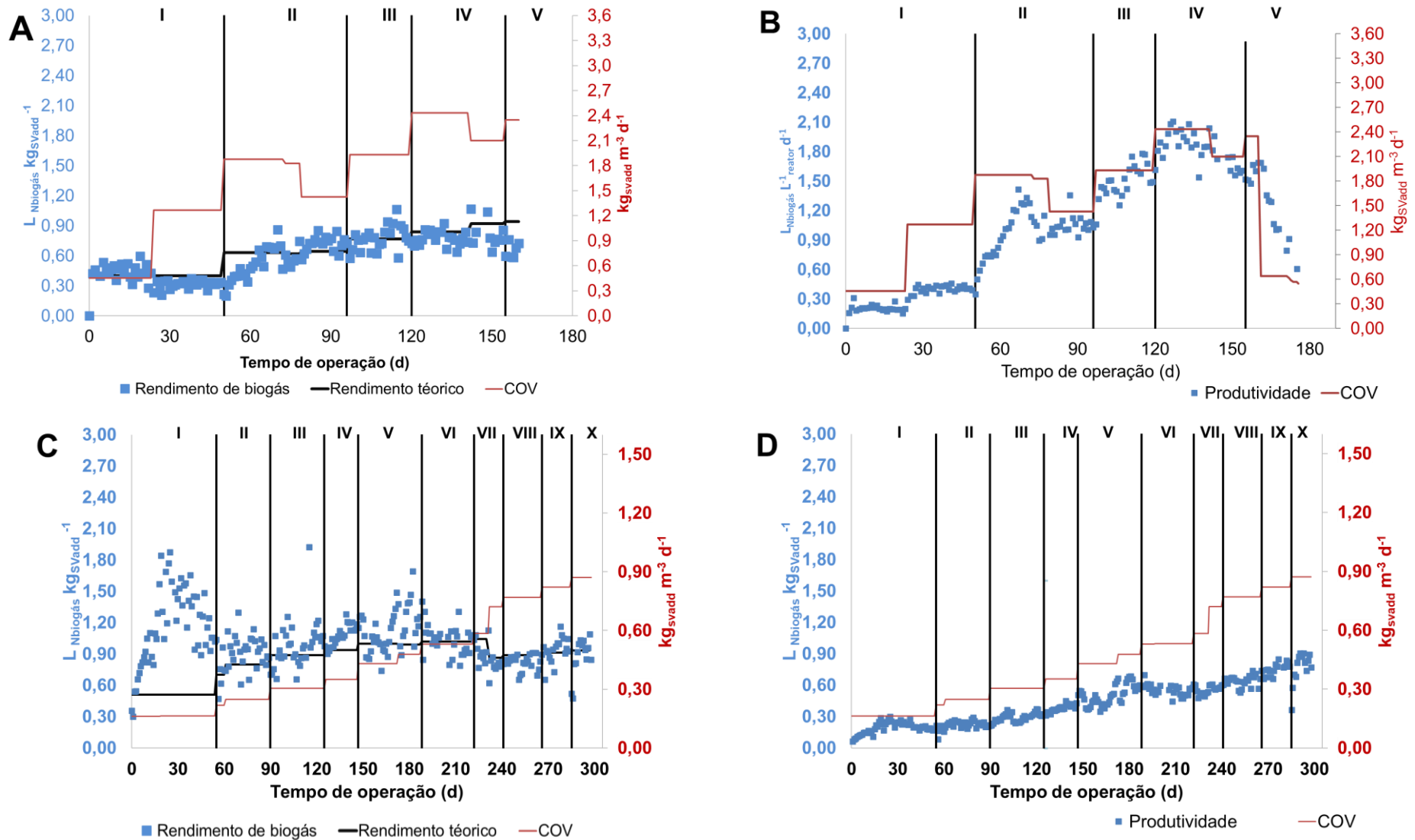


Figura 12 Desempenho da codigestão anaeróbia de carcaça e dejetos suínos em relação ao rendimento do CSTR (A, B) e BLC (C, D) sob diferentes valores de carga orgânica volumétrica aplicada (ver Tabela 14). As diferenças de COV dentro das fases de operação correspondem à troca do dejetos utilizado (nova coleta).

6.11.2 NAT, relação AI/AP, pH, AGV e sólidos nos reatores CSTR e BLC

A Figura 13 apresenta as variações da relação AI/AP, pH (A), NAT (nitrogênio amoniacal total), AL (B), ST, SV, Remoção de SV (C) e concentração de AGV (D); durante a operação de reator CSTR, alimentado com dejetos suíno e carcaça, durante todas as fases, o pH permaneceu estável, variando de 7,8 a 7,93. No início da Fase II, a relação AI/AP aumentou chegando a uma concentração de $0,4 \text{ mg}_{\text{acético}} \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$, 4 vezes o valor apresentado na fase anterior. Esse rápido incremento da relação AI/AP representa um desbalanço entre a produção e consumo de ácidos, o que era esperado tendo em vista um novo substrato com características diferentes. A razão, provavelmente, é porque foi afetada a relação substrato/microrganismo (S/M) (LIU *et al.*, 2012). Após alguns dias, a relação começou a decair, retornando, no final da Fase II, a relação próxima a $0,1 \text{ mg}_{\text{acético}} \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$, permanecendo estável até a Fase IV; na Fase V, a relação voltou a aumentar. Conforme relatado anteriormente, a formação de espuma excessiva impossibilitou a continuação do experimento. A concentração de AGV (Figura 13D) reafirma os resultados reportados pela relação AI/AP, em que somente, na Fase V, ocorreu aumento da concentração de AGV (1800 mg L^{-1}).

A concentração de NAT apresentou tendência linear de incremento ao longo do experimento, o qual se explica pela concentração de proteínas encontradas na carcaça (13%), a qual foi mineralizada aumentando a concentração de NAT. A mesma tendência foi observada para a amônia livre, a qual, na última fase, estava em 353 ± 25 , aproximadamente, 2 vezes comparado à monodigestão do dejetos suíno (Tabela 15). Esse incremento deu-se devido ao aumento da relação carcaça/lodo e à conversão do nitrogênio orgânico (principalmente em forma de proteína) presente na carcaça, o qual já era esperado (RAJAGOPAL & SAADY, 2014). Não foi observada inibição da produção de metano devido ao excesso de amônia livre, até a Fase VI, embora a concentração média fosse superior à recomendada na literatura, 100 a $300 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ (RAJAGOPAL *et al.*, 2013). Rajagopal & Saady (2014) estudaram a codigestão de carcaça suína e dejetos em relações de $117 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^3_{\text{dejetos}}^{-1}$ em condição mesofílica (25°C), reportando valores de AL de $302 \pm 24 \text{ N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$ (pH 7,95), similar com o presente estudo. Os resultados de remoção de SV (Figura 13D) evidenciam a capacidade de mineralização de matéria orgânica do reator e suportam os dados de não ocorrência de inibição, uma vez que as melhores taxas de remoção de SV foram na Fase IV, com cerca de 70%.

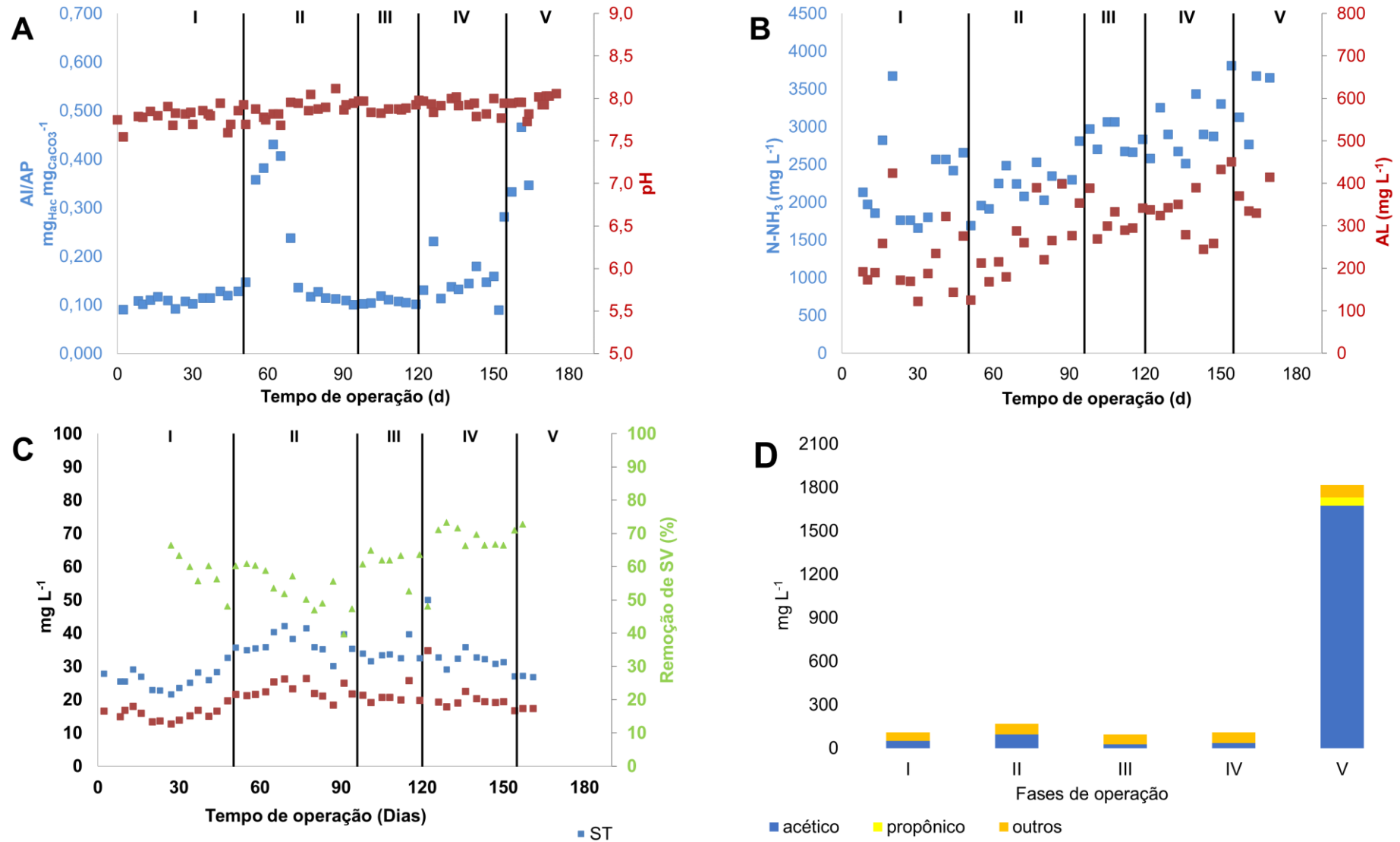


Figura 13 Variação da Relação AI/AP, pH (A), NAT, AL (B), ST, SV, Remoção de SV (C) e concentração de AGV (D) durante a operação de reator CSTR alimentado com dejeito suíno e carcaça.

O comportamento da relação Al/AP, ao longo do experimento com o BLC, permaneceu estável com uma relação aproximada de $0,2 \text{ mg}_{\text{acético}} \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$ e pH entre 7,5 e 8, indicando estabilidade do processo de digestão (Figura 14A). A concentração de AGV é maior do que no CSTR; isso porque devido ao limitado contato dos microrganismos (lodo) com o substrato, há a tendência de acúmulo maior de ácidos (YU & SCHANBACHER, 2010; WU, 2013). A concentração de NAT ao final do experimento foi de 2 vezes a concentração inicial; mesmo com esse elevado incremento, a concentração de AL permaneceu estável e abaixo de 50 mg L^{-1} . Isso se deve à temperatura de operação do reator, bem como ao pH, pois a concentração de AL é em função desses parâmetros, além da concentração de NAT (CHEN *et al.*, 2014; WANG *et al.*, 2019a). As taxas de remoção de SV também permaneceram estáveis ao longo do experimento em torno de 90%; isso se deve à não existência de sistemas de agitação, bem como às características desse modelo de biodigestor, o qual possui a tendência de acúmulo de sólidos (CANTRELI *et al.*, 2008; KHANAL *et al.*, 2019). Apesar da estabilidade do processo, a melhor relação carcaça/dejeto foi de $15 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{dejeto}}$, uma vez que, nessa relação, obteve-se a melhor produtividade e rendimento de biogás, fatores-chave na escolha de co-substratos.

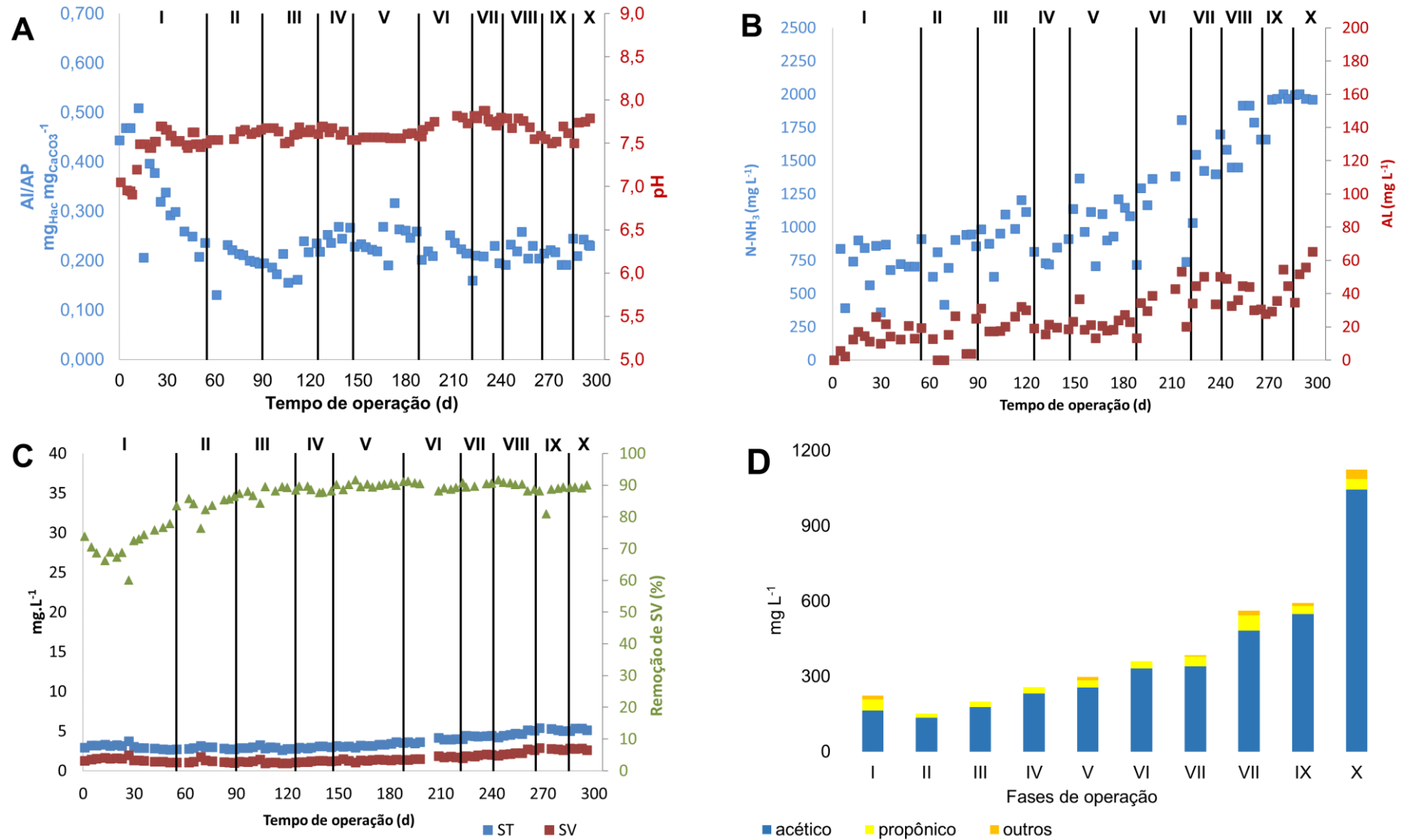


Figura 14 Variação da Relação AI/AP, pH (A), NAT, AL (B), ST, SV, Remoção de SV (C) e concentração de AGV (D) durante a operação de reator BLC alimentado com dejetos suíno e carcaça.

6.11.3 Qualidade do digestato

As características do digestato quanto a macro e micronutrientes não demonstraram tendência de incremento ao longo das fases para o CSTR, assim como para o BLC, não sendo observado o mesmo para o N do BLC (Tabela 16). Para a concentração de N do BLC, entretanto, observaram-se pequenas variações atribuídas aos nutrientes presentes na carcaça, bem como as variações do dejetos.

Tabela 16 Características do digestato quanto a nutrientes em relação a cada fase de operação dos reatores CSTR e BLC.

Reator	Fase	N (mg L ⁻¹)	K (mg L ⁻¹)	P (mg L ⁻¹)	Ca (mg L ⁻¹)	Mg (mg L ⁻¹)	Cu (mg L ⁻¹)	Zn (mg L ⁻¹)
CSTR	I	4168	1118	1315,8	1015,50	539	13,6	55,0
	II	3798	1424	1464,7	1705,00	672	14,1	66,7
	III	4146	1531	1452,2	1473,50	546,5	14,1	59,0
	IV	4129	1283	1236,0	1228,25	507,3	11,7	54,5
BLC	I	886	495	27,2	87,7	40,3	0,7	1,8
	II	945	532	51,4	83,9	43,5	0,7	2,7
	III	959	558	48,7	66,5	37,2	0,5	1,3
	IV	1118	570	58,5	70,4	36,5	0,6	2,9
	V	1252	617	66,9	64,8	32,9	0,8	2,5

As características do digestato suinícola, quando comparados com o exigido pelo MAPA (IN 25/2009) (Tabela 17), demonstram potencial agrônomo, para aplicação, em conformidade com a nutrição foliar, exceto para o Ca, que ficou abaixo da concentração mínima exigida, quando considerados os dados do digestato proveniente do CSTR. Assim, há necessidade de suplementação desse macronutriente secundário.

No entanto, deve ser observado o uso no que diz respeito à mitigação de possíveis impactos quanto aos patógenos, sua percolação e lixiviação. Além do mais, a IN 61 de 2020, do MAPA, estabelece a exigência de rotulação para a comercialização de fertilizantes que contenham como matéria-prima resíduos de origem animal, com a restrição para uso na adubação de pastagens e capineiras, com exigência para incorporação via solo e uso em área para pastejo após 40 dias da aplicação.

Tabela 17 Características do digestato dos reatores BLC e CSTR quanto a macro e micronutrientes comparados com as concentrações máximas e mínimas exigidas na IN 25.

Parâmetro	BLC					CSTR				IN 25 MAPA*	
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	Aplicação no Solo	Fertirrigação
N (%)	0,09	0,09	0,09	0,1	0,1	0,42	0,38	0,42	0,42	0,5	0,05
K (%)	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,11	0,14	0,15	0,13	0,5	0,05
P (%)	0,003	0,005	0,005	0,006	0,006	0,13	0,15	0,15	0,12	0,5	0,01
Ca (%)	0,009	0,008	0,007	0,007	0,006	0,10	0,17	0,14	0,12	0,5	0,3
Mg (%)	0,004	0,004	0,004	0,004	0,003	0,05	0,07	0,05	0,05	0,5	0,03
Cu (%)	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,005	0,005
Zn (%)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,005	0,007	0,006	0,005	0,05	0,05

Nota: * (MAPA, 2009).

Para os parâmetros N, K, P, Ca, Mg, a IN 25 apresenta a concentração mínima exigida, enquanto para os parâmetros Cu e Zn, apresenta a concentração máxima permitida.

A cor marrom clara significa conformidade com a IN, para aplicação no solo; verde, para aplicação em folhas; e branco são inconformes para fins de fertilização.

Longhurst *et al.*, (2012) elaboraram estudo de avaliação de risco do uso do digestato na agricultura, considerando reatores alimentados com dejetos e carcaças categoria 2 e 3 – EU (a categoria 2 compreende suínos oriundos de mortalidade rotineira), sendo que descreveram o risco como muito baixo, considerando a aplicação de tratamento térmico dos resíduos contaminados antes da biodigestão, TRH dos biodigestores, lagoas de armazenamento e decaimento da população de patógenos quando há aplicação no solo.

Ainda assim, estudos envolvendo análise de risco para aplicação do digestato no solo, considerando a realidade brasileira, bem como a diversidade de processos de pré-tratamento aplicado, podem subsidiar normativas públicas quanto ao uso correto do digestato. Para o BLC, devido às baixas concentrações de macro e micronutrientes, apenas N e K se encontram nos requisitos mínimos exigidos para a aplicação foliar. Devido às baixas concentrações de nutrientes e ao volume gerado, opções, como sistemas de remoção de nutrientes, podem ser mais adequados, considerando o alto custo de transporte e distribuição do digestato.

6.12 Conclusões

A codigestão de dejetos suínos e carcaças suínas é uma excelente alternativa para potencializar a produção de biogás de biodigestores já operados com dejetos suínos. As relações de carcaça/dejeto alcançadas são superiores às encontradas em propriedades rurais com taxas de mortalidade dentro dos padrões de produção. A relação ideal entre carcaça/dejeto é diferente para os biodigestores, respeitando as limitações de cada tecnologia; para o CSTR, pode-se utilizar uma relação de $68 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{dejeto}}$ enquanto o BLC $15 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{dejeto}}$. Ambos os modelos de biodigestor foram eficientes para a produção de biogás. No entanto, a produtividade do reator CSTR na melhor fase de operação foi de $1,63 \pm 0,14 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, 397% ao operado somente com dejetos suínos e, para o BLC, foi de $0,61 \pm 0,05 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, 320% ao operado somente com dejetos suínos. A escolha do modelo de biodigestores é relacionada com a configuração do sistema de tratamento e do destino do efluente dentro da unidade produtora, no entanto, o CSTR pode operar com relação carcaça/dejeto de 4 vezes ao BLC. A distribuição de macro e micronutrientes presentes no digestato de ambos os reatores não apresentou tendência de incremento ao longo do experimento, exceto para o nitrogênio (N), o qual teve incremento devido à concentração de proteínas presentes na carcaça.

7 ARTIGO IV: CODIGESTÃO COMO ESTRATÉGIA PARA POTENCIALIZAR A PRODUÇÃO DE BIOGÁS DE REATORES TRATANDO DEJETO SUÍNO APÓS SSL: ESTUDO DE CASO.

RESUMO

Devido à continua expansão da indústria suinícola, cada vez mais resíduos são gerados anualmente dentro das unidades produtoras de suínos. Com esse constante crescimento, faz-se necessária a gestão principalmente do dejetos suíno e carcaça suína. No entanto, não existem informações técnicas quanto à codigestão da carcaça suína apenas com a fração sólida do dejetos suíno (em média, 7% de SV). O objetivo do trabalho foi avaliar a codigestão da carcaça e da fração sólida do dejetos suíno oriundo de um módulo de separação sólido-líquido para aumentar a produtividade de biogás e o potencial agrônômico do digestato, considerando a geração de dejetos e carcaças de uma unidade produtora. Um biodigestor CSTR (21 L) foi operado em escala de laboratório e mantido em condições mesofílicas ($37^{\circ}\text{C} \pm 1$), alimentado uma vez ao dia. A progressão de carga orgânica volumétrica (COV) foi realizada aumentando a proporção de carcaça em relação aos lodos de dejetos de suíno no reator, sempre que o reator atinge condições estacionárias de produtividade de biogás. A progressão de COV foi realizada aumentando a relação carcaça suína e lodo de 0 para $134 \text{ kg}_{\text{carcaça}}\text{m}^{-3}_{\text{lodo}}$ (fase I para fase VIII). Comparando a fase I ($0 \text{ kg}_{\text{carcaça}}\text{m}^{-3}_{\text{lodo}}$) e a fase VII ($98 \text{ kg}_{\text{carcaça}}\text{m}^{-3}_{\text{lodo}}$), a produtividade do biogás aumentou de $0,57 \pm 0,04$ para $2,77 \pm 0,21 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ m}^3_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e rendimento de biogás de $0,46 \pm 0,05$ para $0,90 \pm 0,17 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$, que representa um incremento de 485% e 195%, respectivamente. Não há evidência de inibição da digestão anaeróbia até a fase VII, no entanto, na última fase, relação de $134 \text{ kg}_{\text{carcaça}}\text{m}^{-3}_{\text{lodo}}$, o reator iniciou a produção de espuma, apresentando queda na produção de biogás e na concentração de metano. As características do digestato quanto a macro e micronutrientes não apresentaram tendência de incremento ao longo das fases, exceto para o nitrogênio (N), devido à concentração de proteínas presentes na carcaça. A codigestão da carcaça com a fração sólida de dejetos suíno demonstrou-se uma excelente alternativa para potencializar a produção de biogás em sistemas de tratamento de dejetos suíno. As relações de carcaça/lodo foram superiores às encontradas na granja. Considerando o volume diário de animais mortos e a produção diária da fração sólida do dejetos suíno, observa-se que o reator pode suprir a necessidade global da granja e, ainda, adicionar outros resíduos de ciclos de vida do suíno.

7.1 Introdução

Devido à contínua expansão da indústria suinícola, cada vez mais e mais dejetos suínos são gerados anualmente. Atualmente, aproximadamente $75 \text{ milhões m}^3 \text{ ano}^{-1}$ de dejetos são produzidos no Brasil (MORETTI *et al.*, 2021). Portanto, técnicas eficientes, econômicas e ambientalmente adequadas precisam ser desenvolvidas para gerenciar os volumes de dejetos gerados globalmente (LIU *et al.*, 2020).

A DA, além de uma rota tecnológica para mitigar os impactos ambientais gerados, tornou-se uma fonte de energia para abastecimento das unidades produtivas de suínos. Os resíduos constituem fontes de energia na era da economia circular (DIAMANTIS *et al.*, 2021). Embora a DA não seja uma tecnologia nova, ela possui um papel fundamental na concretização dos objetivos da economia circular na suinocultura; essa mudança se deve à industrialização da produção de proteína animal.

A escolha da configuração do reator e os parâmetros operacionais são fatores-chave no sucesso de implementação de um biodigestor em propriedades rurais. No Brasil, o modelo de biodigestor BLC é amplamente utilizado devido ao baixo custo e fácil operação e, nos últimos anos, o modelo CSTR vem ganhando espaço (CANTRELL *et al.*, 2008). No entanto, a concentração de sólidos totais do dejetos suínos (entre 1 e 5%) e os investimentos com sistemas de agitação e aquecimento, em relação ao volume de dejetos suínos, tornam o uso do CSTR oneroso e dificultam a sua implementação (YANG *et al.*, 2015).

A utilização de estratégias de separação sólido-líquido (SSL) é uma opção para viabilizar economicamente a implantação de reatores tipo CSTR (VU *et al.*, 2016). Nesse sentido, Tápparo *et al.*, (2021) avaliaram a performance de processo e a produção de biogás, sendo que, após SSL, a fração sólida do dejetos era encaminhada ao CSTR; a fração líquida era enviada ao BLC em escala de laboratório e plena. Os resultados demonstram que as frações sólidas representam aproximadamente 10% do volume inicial do dejetos e contribuíram com 30% da geração global de biogás. Além disso, os autores indicaram a possibilidade de aumentar a carga orgânica volumétrica do reator CSTR, tendo em vista a estabilidade de processo e carga aplicada abaixo da recomendada para esse modelo de biodigestor. Diversos resíduos orgânicos podem ser utilizados como substrato para a codigestão, mas cada um deles possui propriedades específicas que podem propiciar algumas vantagens e desvantagens. Diante desse contexto, substratos para codigestão disponíveis ao entorno da planta de biogás são priorizados, tendo em vista a facilidade de transporte.

A codigestão anaeróbia (coAD) tem sido usada como uma abordagem para promover sinergia entre co-substratos, podendo reduzir inibição e aumentar a taxa de biodegradação (SÁNCHEZ *et al.*, 2021). Conforme mencionado no Artigo III, a codigestão de dejetos suínos e carcaça é uma excelente alternativa considerando a produção de biogás, no entanto, deve-se atentar à relação máxima da mistura, para que não acumule ácidos no reator e inibição por

amônia livre. Assim, a relação ideal entre carcaça e dejetos é de $68 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^3_{\text{dejetos}}$, considerando o melhor desempenho do reator quanto à produtividade e rendimento de biogás. No entanto, não existem informações técnicas quanto à codigestão da carcaça suína apenas com a fração sólida do dejetos suíno (em média 7% de SV).

Diante desse contexto, o objetivo do trabalho é estudar codigestão anaeróbia das frações sólidas de dejetos suíno e carcaça suína em relação à produção de biogás. A mortalidade e produção de dejetos de uma granja comercial foi considerada, comparando a performance do reator com a codigestão de carcaça e dejetos.

7.2 Material e Métodos

7.2.1 Características do substrato e potencial bioquímico de biogás (PBB)

A fração sólida do dejetos suíno foi coletada em uma granja de suínos, após unidade de SSL, conforme Tápparo *et al.*, (2021). A UPL está localizada em Videira, Santa Catarina - Brasil ($27^{\circ} 02'38,8'' \text{ S } 51^{\circ} 05'35,7'' \text{ W}$), a qual trata 200 m^3 de dejetos diariamente e possui um plantel de aproximadamente 6000 matrizes. A carcaça suína foi coletada em granja na Embrapa Suínos e Aves, Concordia- Brasil ($27^{\circ} 18' \text{ S } 51^{\circ} 59' \text{ W}$), conforme descrito no Artigo III. As características físico-químicas dos substratos e PBB estão apresentados na Tabela 17. A alimentação do biodigestor era composta por lodo do decantador ($83\% \text{ m v}^{-1}$), sólido retido na peneira de escovas rotativas ($10\% \text{ m v}^{-1}$) e lodo de um biodigestor modelo BLC ($7\% \text{ m v}^{-1}$); essas relações são as mesmas descritas para o sistema em escala real (Tapparo *et al.*, 2021). Para o volume de carcaça gerada, foram consideradas as 3 unidades produtoras que compõem a granja, totalizando um plantel de aproximadamente 10.000 matrizes. Relatórios técnicos dos anos de 2018 e 2019 foram utilizados para estabelecimento do plantel e taxa anual de mortalidade.

Tabela 18 Características da carcaça e frações sólidas do dejetos suíno utilizados nos experimentos

Amostras	PBB (NL _{biogás} kg _{SV_{adic}} ⁻¹)		CH ₄ (%)	ST (g kg ⁻¹)	SV (g kg ⁻¹)	NTK (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	PT (g kg ⁻¹)	CT (g kg ⁻¹)	Lípidios (%)	Proteína (%)
Carcaça suína*	1117	± 60	69±1	661,8± 0,7	473,7± 0,9	23,7±1,6	3,2±1,6	7,0±2,0	379,9±69,9	32±2	15,4±1,0
Sólido da Peneira**	510	± 91	54 ± 10	233 ± 20	189 ± 13	2,5 ± 0,4	1,1±0,2	7,9 ±2,7	107 ± 4,0	-	-
Lodo decantador **	327	± 66	62 ± 02	64 ± 13	50 ± 13	3,7 ± 0,7	1,1±0,1	1,5 ± 0,5	22 ± 10	-	-
Lodo BLC**	162	± 45	57 ± 10	10 ± 4	7 ± 3	1,3 ± 0,3	0,7±0,1	0,3 ± 0,1	3,3 ± 1,3	-	-

* média de 2 coletas

** Média de quatro coletas.

7.2.2 Operação do CSTR

O CSTR utilizado foi construído em acrílico e encamisado, com volume de trabalho de 21 L (Figura 15). A temperatura foi controlada por banho termostático (JULABO, Modelo M8) mantido na faixa mesofílica ($37^{\circ}\text{C} \pm 1$).



Figura 15 Reator CSTR em escala de bancada alimentado com fração sólida de dejetos suíno e carcaça suína.

Na estratégia de partida, foram utilizados 21 L de digestato do reator alimentado com frações sólidas de dejetos suíno (Tapparo *et al.*, 2021), como fonte de inóculo. O reator foi alimentado uma vez ao dia e sua produção de biogás foi mensurada utilizando medidor analógico TG05 (Ritter). A composição do biogás (CH_4 e CO_2) foi mensurada a cada 3 dias, usando medidor de gás infravermelho (BIOGAS 5000, Geotech). Após a estabilização da produtividade de biogás do reator, foi iniciada a progressão de carga orgânica volumétrica (COV). A progressão de COV foi realizada aumentando a proporção de carcaça em relação aos lodos de dejetos de suíno no reator (Tabela 19). O aumento de COV foi de $0,5 \text{ kg}_{\text{SVadic}} \text{ m}^{-3}_{\text{reator}} \text{ d}^{-1}$ sempre que o reator atinge condições estacionárias de produtividade de biogás (variação foi inferior a 10% por 10 dias consecutivos).

Tabela 19 Condições operacionais da codigestão anaeróbia da fração sólida de dejetos de suíno e carcaça em reator CSTR.

Reator	Fases	Volume útil reator (L)	COV kg _{SV} m ⁻³ d ⁻¹	Relação kg _{carcaça} m ⁻³ lodo	TRH dias
CSTR	I	21	1,23	0	35,0
	II	21	2,07	18	34,3
	III	21	2,20	27	34,0
	IV	21	2,69	42	33,5
	V	21	2,94	60	32,9
	VI	21	2,87	79	32,3
	VII	21	3,10	98	31,8
	VIII	21	3,60	134	30,7

Sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), pH, N-NH₃ e relação AI/AP foram determinados 2 vezes por semana no efluente final. Antes de cada progressão (cada fase), TKN, K, TP, Ca, Mg, Cu, Zn e AGV foram mensurados. O rendimento teórico foi calculado com base no PBB das amostras individualmente, conforme equação 1:

$$R_t = \frac{PBB_{\text{fraçõesdejetos}} * m_{\text{fraçõesdejetos}} + PBB_{\text{carcaça}} * m_{\text{carcaça}}}{m_{\text{fraçõesdejetos}} + m_{\text{carcaça}}}$$

Em que:

Rendimento teórico: rendimento correspondente à mistura das frações sólidas de dejetos e carcaça (L_{Nbiogás} kg_{SVadíc}⁻¹).

Mfraçõesdejetos = massa de sólidos voláteis proveniente de cada fração sólida do dejetos suíno (kg).

Mcarcaça = massa de sólidos voláteis proveniente da carcaça (kg).

7.2.3 Métodos Analíticos

A determinação de ST, SV, pH e K foi realizada conforme o Standard Métodos (APHA, 2012). PT foi determinado por meio do método espectrofotométrico de molibdovanadato em um espectrômetro Cary (Agilent, Santa Clara, EUA). CT foi determinado utilizando analisador elementar CNHS (modelo Flash 2000, Thermo Fischer Scientific (Massachusetts, EUA), conforme instruções do fabricante. O NTK (nitrogênio total Kjeldahl) foi analisado pelo método Kjeldahl em um digestor e unidade de destilação automática (modelo Kjeltec 8100, Foss, Hilleroed, Dinamarca). Para a determinação da relação alcalinidade intermediária (AI), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade, N-NH₃ e AGV, as amostras foram previamente centrifugadas (5488g durante 7 min). A AI/AP foi determinada de acordo com Liebetrau & Pfeiffer (2016), por titulação com ácido sulfúrico (0,05 mol L⁻¹) em um titulador automático (modelo 848, Titrino Plus, Metrohm, Suíça). N-NH₃, foi determinada por método colorimétrico em um sistema de análise de injeção em fluxo (modelo 2500, Fialab Instruments, Seattle, EUA). Ca, Mg, Cu e Zn foram determinados por espectrometria de absorção atômica com chama. A

determinação dos AGV foi realizada por cromatografia gasosa em um cromatógrafo gasoso da marca Shimadzu (GC2030, Japão) equipado com um injetor splitless, um detector de ionização em chama (FID), um amostrador automático. A coluna de cromatografia de capilaridade usada foi uma coluna capilar Rtx -Wax com polietilenoglicol como fase estacionária (30m X 0,25 mm di x 0,5 μm , RESTEK). O gás transportador era nitrogênio vazão constante (24 mL min^{-1}). A temperatura do detector era de 280°C e do forno de 85°C. O sobrenadante do digestato foi utilizado (diluído se necessário) e o pH foi ajustado para 2 utilizando uma solução de ácido fosfórico a 40%; em seguida, foi adicionado 1 mL de solução de ácido octanoico 200 mg L^{-1} (padrão interno).

7.3 Resultados e Discussão

7.3.1 Performance do reator CSTR

A fase I corresponde à alimentação apenas das frações sólidas após SSL de dejetos suíno, a qual apresentou rendimento e produtividade de $0,46 \pm 0,05 \text{ L}_{\text{N biogás}} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$ e $0,57 \pm 0,04 \text{ L}_{\text{N biogás}} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente (Figura 16 e Tabela 20). Após a Fase I, a progressão de COV foi iniciada utilizando a carcaça suína. Até a Fase III, ocorreu um aumento do rendimento de biogás, seguido de uma estabilização até a Fase VI, seguido de um novo aumento de até 34% (comparando a Fase VI e VII) e de uma queda brusca de até 67% (comparando a Fase VII e VIII). Conforme reportado por Tápparo *et al.* (2020b), a codigestão de carcaça com dejetos suíno pode promover um efeito sinérgico comparando com a monodigestão de dejetos suíno, o que aumenta, assim, o rendimento de biogás. No entanto, em determinadas relações, pode-se ter um desequilíbrio entre os microrganismos produtores e consumidores de ácidos, acarretando queda na produção de biogás. Já para a produtividade, observa-se uma tendência contínua de crescimento até a Fase VII. Somente na Fase VIII, a produtividade decaiu, de maneira que foram utilizados 134 kg de carcaça por m^3 de lodo.

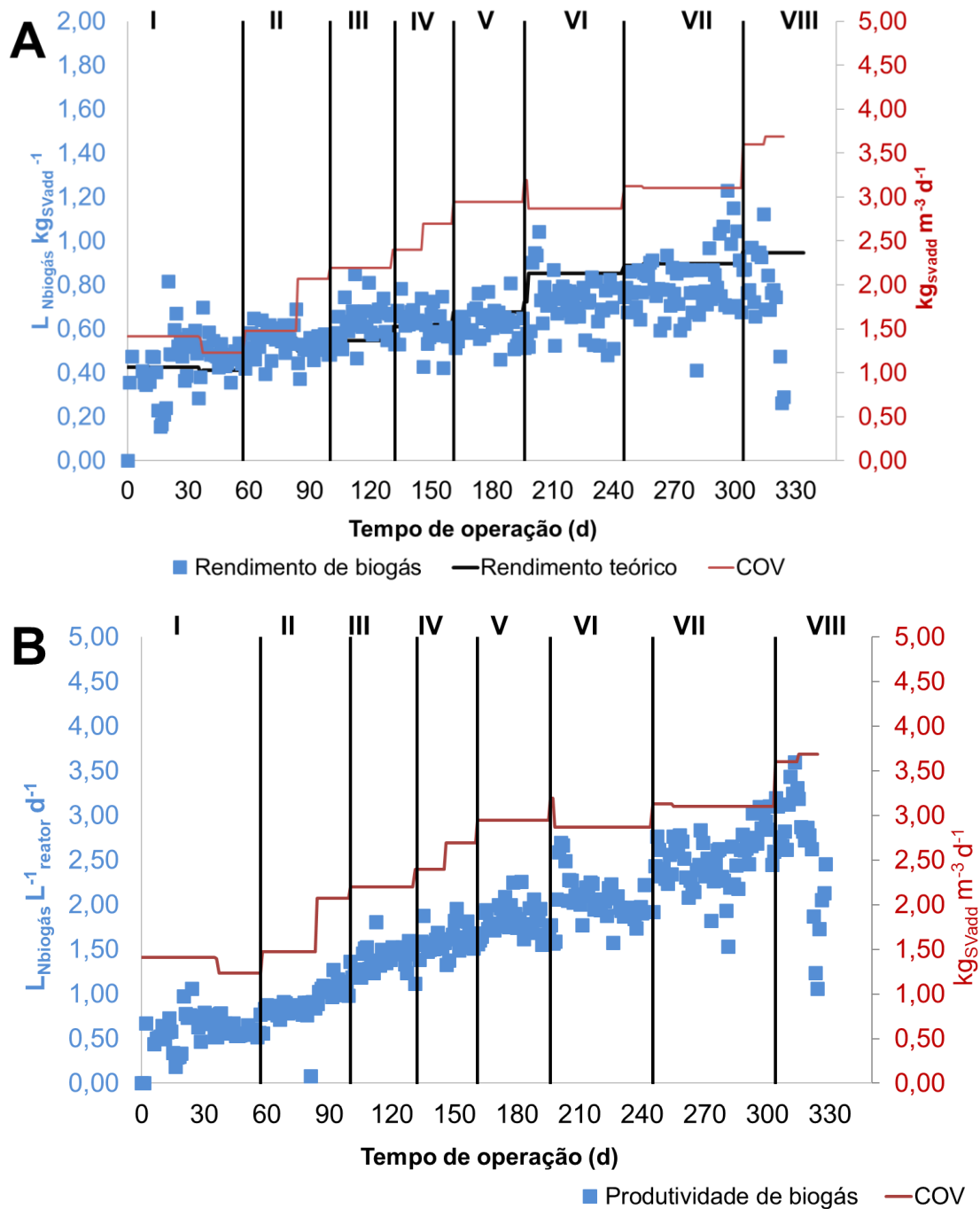


Figura 16 Desempenho da codigestão anaeróbia de carcaça e fração sólida de dejetos suíno em relação ao rendimento (A) e produtividade (B). As diferenças de COV dentro das fases de operação correspondem à troca das frações sólidas de dejetos utilizados (nova coleta).

As variações de COV entre as fases são oriundas da variabilidade das frações sólidas de dejetos. Essas variações de composição são inerentes à produção do dejetos, uma vez que o volume de água consumido pelos suínos, o número de animais nas instalações e o tempo de estocagem nas calhas influencia diretamente a concentração de SV dos substratos (Amaral *et al.*, 2016). Além das flutuações inerentes à produção de dejetos, a eficiência da peneira (Amaral *et al.*, 2016) e o TRH do decantador (Hollas *et al.*, 2019) podem influenciar a concentração de sólidos, nutrientes e carbono das frações. A concentração de metano permaneceu em todas as

fases, entre 60 e 68%, com tendência de queda na fase VIII (Tabela 20). Na Fase VIII, o reator iniciou a produção de espuma, assim como o rendimento e a produtividade apresentam queda, de forma que a concentração de metano no reator caiu para 48%. Devido à intensa produção de espuma, o reator diminuiu o headspace; imediatamente, a alimentação foi cessada e aguardado um possível restabelecimento do sistema, o qual não ocorreu. A transferência de massa limitada é atribuída à aglomeração de lipídios, o que acarreta sua flutuação dentro do digestor (Diamantis *et al.*, 2021). Quando se comparam as relações de carcaça/dejeto (Artigo III) e carcaça/lodo, observa-se que, nas melhores fases de operação, os reatores encontravam-se na relação de $68 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{dejeto}}$ e $98 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{lodo}}$, sendo assim, a SSL do dejeto influenciou a relação máxima de carcaça que pode ser utilizada.

7.3.1 NAT, relação AI/AP, pH, AGV e sólidos durante a codigestão da fração sólida do dejeto e carcaça

Durante todas as fases, o reator CSTR apresentou capacidade de mineralização de matéria orgânica, conforme evidenciado pela remoção de 60-70% de sólidos voláteis (VS). No entanto, ao longo do experimento, a recuperação de biogás decaiu; nas primeiras fases, apresentou um efeito sinérgico da mistura, mas, ao final, recuperou apenas 36% (Tabela 20). A Figura 17A mostra que, ao longo da operação do reator, não ocorreram grandes variações nos valores de pH, indicando estabilidade no sistema, assim como evidenciado pela relação AI/AP abaixo de 0,3 (Lili *et al.*, 2011). No entanto, a concentração de AGV permaneceu abaixo de 100 mg L^{-1} , indicando que, conforme os ácidos eram produzidos, ocorria o consumo e produção de metano (Figura 17D); a partir da Fase VII, a concentração de ácido acético aumentou para aproximadamente 400 mg L^{-1} e, na Fase VIII, iniciou um pequeno acúmulo de outros ácidos (propiónico e isovalérico principalmente), além do ácido acético, totalizando 1800 mg L^{-1} , cerca de 20 vezes a mais do que o encontrado nas fases iniciais. Dai *et al.* (2015) estudaram a codigestão de carcaça suína com vinhaça ($6,8 \pm 0,4 \text{ kg SV m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) e demonstraram acúmulo de ácidos ao longo da degradação, alcançando picos de até 23 g L^{-1} , o que impactou a redução de 75% do rendimento de biogás.

Tabela 20 Condições operacionais e dados de monitoramento da codigestão anaeróbia de carcaça e fração sólida do dejetos de suíno em reator CSTR*.

Fase	Rendimento		Produtividade		Relação Al/AP		pH	Metano		Rendimento teórico	Recuperação de biogás
	$\text{LN}_{\text{biogás}} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$		$\text{LN}_{\text{biogás}} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$		mg_{HAc}	$\text{mg}_{\text{CaCO}_3}^{-1}$		%		$\text{LN}_{\text{biogás}} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$	(%)
I	0,46	± 0,05	0,57	± 0,04	0,119	± 0,009	7,74	61,6	± 4,4	0,41	112
II	0,53	± 0,04	1,07	± 0,09	0,126	± 0,014	7,72	64,2	± 2,0	0,49	108
III	0,65	± 0,07	1,46	± 0,09	0,128	± 0,010	7,89	60,4	± 6,1	0,55	118
IV	0,60	± 0,09	1,62	± 0,1	0,117	± 0,005	7,87	62,9	± 1,4	0,61	98
V	0,61	± 0,10	1,79	± 0,18	0,137	± 0,017	7,75	62,6	± 1,1	0,67	91
VI	0,67	± 0,12	1,93	± 0,12	0,117	± 0,061	7,86	64,2	± 0,6	0,85	80
VII	0,90	± 0,17	2,77	± 0,21	0,189	± 0,018	7,83	63,4	± 4,1	0,90	100
VIII	0,34	± 0,11	1,47	± 0,42	0,222	± 0,039	7,91	48,8	± 7,0	0,94	36

*os dados representam a média durante o período estacionário.

O NAT e AL são as duas formas principais de nitrogênio presentes na digestão anaeróbia e ambas podem causar inibição ao processo (Yenigün & Demirel, 2013). O mecanismo que explica a inibição da AL relata mudanças no pH intracelular, aumento na necessidade de energia de manutenção e inibição de reações enzimáticas específicas, uma vez que pode permear livremente as membranas celulares (Wittmann *et al.*, 1995; Tao *et al.*, 2017). A média da concentração de NAT durante a alimentação apenas com a fração sólida do dejetos suíno foi de $2,0 \pm 0,16$ g N-NH₃ L⁻¹ e a concentração média de amônia livre (AL) foi de $151,27 \pm 40$ mg N-NH₃ L⁻¹, alcançando valores de $2,9 \pm 0,39$ g N-NH₃ L⁻¹ e 351 ± 111 mg N-NH₃ L⁻¹, para NAT e AL, respectivamente, nas fases finais (Figura 17B). Esse incremento efetivou-se devido ao aumento da relação carcaça/lodo e à conversão do nitrogênio orgânico (principalmente em forma de proteína) presente na carcaça, o qual já era esperado (Rajagopal & Saady, 2014). Não foi observada inibição da produção de metano devido ao excesso de amônia livre, até a Fase VI, embora a concentração média fosse superior à recomendada na literatura, 100 a 300 mg N-NH₃ L⁻¹ (Rajagopal *et al.*, 2013). Rajagopal & Saady (2014) estudaram a codigestão de carcaça suína e dejetos em relações de $117 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^3_{\text{dejetos}}^{-1}$ em condição mesofílica (25°C), reportando valores de AL de 302 ± 24 N-NH₃ L⁻¹ (pH 7,95), similar com o presente estudo. A hipótese em que a amônia livre não inibiu o sistema ainda é sustentada pela alta recuperação de biogás, variando entre 80 e 100%.

Conforme descrito anteriormente, o plantel da unidade produtora é de aproximadamente 10.000 matrizes; a média de mortalidade é de 11%. Considerando o peso de aproximadamente 250 kg por animal, tem-se uma produção de $275.000 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ ano}^{-1}$ e diária de aproximadamente $753 \text{ kg}_{\text{carcaça}}$; uma produção de lodos de $20 \pm 5 \text{ m}^3$ diária, bem como uma relação carcaça/lodo de 40 ± 10 kg. Essas relações são encontradas nas Fases III, IV e V, ou seja, o reator pode suprir a necessidade global das 3 granjas e ainda adicionar matrizes de outras granjas, ou adicionar resíduos dos outros ciclos de vida do suíno, como placenta, suínos da maternidade e crechário.

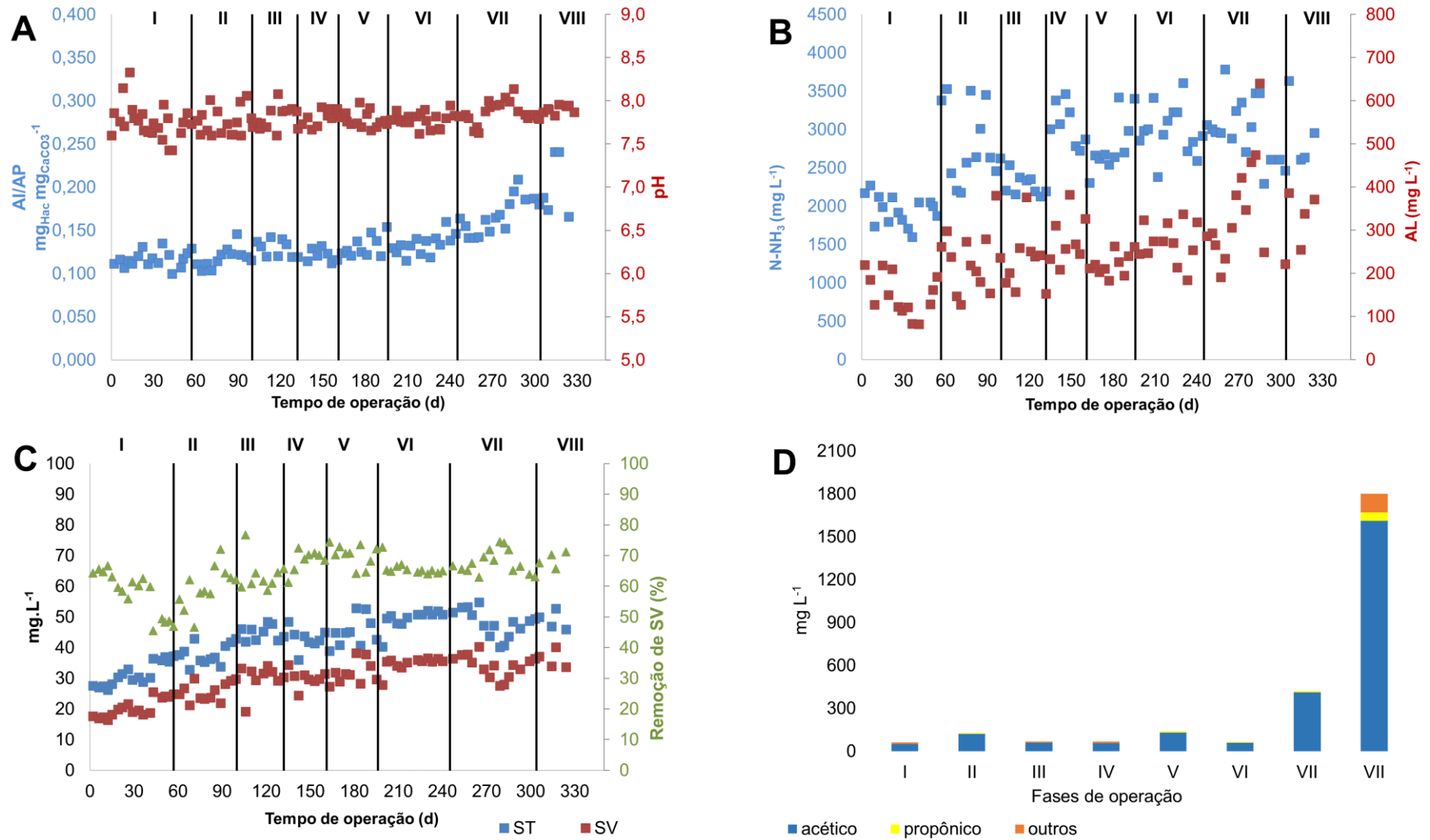


Figura 17 Variação da Relação AI/AP, pH (A), NAT, AL (B), ST, SV, Remoção de SV (C) e concentração de AGV (D) durante a operação de CSTR alimentado com fração sólida de dejetos suínos e carcaça.

7.3.1 Potencial agronômico do digestato

As características do digestato quanto a macro e micronutrientes não apresentaram tendência de incremento ao longo das fases, exceto para o N. Observaram-se pequenas variações atribuídas aos nutrientes presentes na carcaça, bem como as variações de concentração de N das frações sólidas do dejetos (Tabela 21).

Tabela 21 Características do digestato quanto a nutrientes em relação a cada fase de operação do reator.

Fase	N (mg L ⁻¹)	K (mg L ⁻¹)	P (mg L ⁻¹)	Ca (mg L ⁻¹)	Mg (mg L ⁻¹)	Cu (mg L ⁻¹)	Zn (mg L ⁻¹)
I	3374	860	1471,5	2131,5	500,3	15,7	166,5
II	3646	880	714,3	1042,5	268,7	8,7	70,5
III	3538	1008	1645,8	1597	475,8	14,3	154,5
IV	3860	945	1430,9	1849	581,5	11,9	141,8
V	4445	951	1352,9	2012,3	645,5	16,9	174,0
VI	5407	922	1833,0	2347,8	849,3	21,8	268,0
VII	5103	843	1337,5	1690,3	614,5	15,5	237,0

As características do digestato suinícola, quando comparadas com o exigido pelo MAPA (IN 25/2009) (Tabela 22), demonstram potencial agronômico para aplicação, em conformidade com a nutrição foliar, exceto para o Ca, que ficou abaixo da concentração mínima exigida. Assim, há necessidade de suplementação desse macronutriente secundário. Conforme demonstrado, não ocorreram mudanças significativas quando comparados os resultados de macro e micronutrientes com a codigestão de carcaça/dejeto suíno e com a codigestão das frações sólidas de dejetos suíno/carcaça. Assim como descrito no Artigo III, o uso do digestato para fins agrícolas deve respeitar a IN 61 de 2020 do MAPA, quanto à restrição de uso em pastagens.

No entanto, deve ser observado o uso no que diz respeito à mitigação de possíveis impactos quanto aos patógenos, sua percolação e lixiviação. Além do mais, a IN 61 de 2020, do MAPA, estabelece a exigência de rotulagem para a comercialização de fertilizantes que contenham, como matéria-prima, resíduos de origem animal, com a restrição para uso na adubação de pastagens e capineiras, com exigência para a incorporação via solo e uso em área de pastejo após 40 da aplicação.

Tabela 22 Características do digestato quanto a macro e micronutrientes comparados com as concentrações máximas e mínimas exigidas na IN 25.

Parâmetro	Digestato							IN 25 MAPA*	
	I	II	III	IV	V	VI	VII	Aplicação no Solo	Fertirrigação
N (%)	0,34	0,36	0,35	0,38	0,44	0,54	0,51	0,5	0,05
K (%)	0,08	0,08	0,1	0,09	0,09	0,09	0,08	0,5	0,05
P (%)	0,14	0,07	0,16	0,14	0,13	0,18	0,13	0,5	0,01
Ca (%)	0,21	0,10	0,16	0,18	0,20	0,23	0,16	0,5	0,3
Mg (%)	0,05	0,03	0,05	0,06	0,06	0,08	0,06	0,5	0,03
Cu (%)	0,00	0,000	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,005	0,005
Zn (%)	2	8	1	1	2	2	1	0,05	0,05

Nota: * (MAPA, 2009).

Para os parâmetros N, K, P, Ca, Mg, a IN 25 apresenta a concentração mínima exigida, enquanto, para os parâmetros Cu e Zn, apresenta a concentração máxima permitida.

A cor marrom clara significa conformidade com a IN, para aplicação via solo; verde, para aplicação via folhas; e branco em não conformidade.

7.4 Conclusões

A codigestão de carcaça e fração sólida do dejetos suíno é uma excelente alternativa para potencializar a produção de biogás. As relações de carcaça/dejeto foram superiores ($98 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{lodo}}$) às encontradas na granja ($40 \pm 10 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{lodo}}$). Essas relações são encontradas nas Fases III, IV e V. Considerando o volume diário de animais mortos e a produção diária da fração sólida do dejetos suíno, observa-se que o reator pode suprir a necessidade global das 3 granjas e, ainda, adicionar matrizes de outras granjas, ou adicionar resíduos dos outros ciclos de vida do suíno, como placenta, suínos da maternidade e crechário. Os resultados de produtividade e rendimento, comparando à não adição de carcaça (Fase I) e à melhor relação de trabalho encontrada ($98 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{lodo}}$), demonstram um aumento de $0,57 \pm 0,04$ para $2,77 \pm 0,21 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ m}^3_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e rendimento de $0,46 \pm 0,05$ para $0,90 \pm 0,17 \text{ LN}_{\text{biogás}} \text{ kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$, representando 485% e 195%, respectivamente, ao operado somente com a fração sólida. Não há evidência de inibição da digestão anaeróbia até a relação $98 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{lodo}}$, no entanto, na relação de $134 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{lodo}}$, o reator iniciou a produção de espuma, apresentando queda na produção de biogás e na concentração de metano. Quanto às características do digestato em macro e micronutrientes, não apresentaram tendência de incremento ao longo do experimento, exceto para o nitrogênio (N), o qual teve incremento devido à concentração de proteínas presentes na carcaça.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A separação sólido-líquido combinada com a digestão anaeróbia de diferentes frações do dejetos de suínos em diferentes configurações de reatores, é um arranjo tecnológico promissor para a recuperação de energia na suinocultura. Os principais benefícios são a redução do tamanho do CSTR, ao compararmos com o volume de dejetos produzido, conseqüente geração contínua de biogás, uma vez que a produção não sofre interferência da temperatura ambiente; aumento da vida útil do BLC, uma vez que somente a fração orgânica altamente biodegradável é utilizada na alimentação. Por fim, há a possibilidade de implementação de um sistema de tratamento para remoção de nutrientes após o uso do BLC, em que as áreas agrícolas são insuficientes para a prática de biofertilização, visto que apresenta um efluente mais diluído devido à SSL. Além disso, o desempenho do CSTR permite aumentar a COV por meio da codigestão com outros resíduos disponíveis na granja, aumentando a recuperação energética.

A codigestão da carcaça e dejetos ou frações sólidas demonstrou-se um arranjo tecnológico ideal para potencializar a produção de biogás em sistemas de tratamento de dejetos suínos. No entanto, reitera-se a importância de observar a relação máxima permitida para cada modelo de biodigestor, dependente dos substratos que são digeridos. As relações ideais para a codigestão de carcaça suína e dejetos suíno são de $68 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{dejetos}}$, para o CSTR, e $15 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{dejetos}}$, para o BLC, enquanto, para a mistura fração sólida de dejetos suíno e carcaça, a relação pode ser maior, chegando a $98 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \text{ m}^{-3}_{\text{lodo}}$. A produtividade do reator CSTR na relação ideal foi 397% ao operado somente com dejetos suíno, enquanto, para o BLC, foi 320% ao operado somente com dejetos suíno. Já para o CSTR, operado com a mistura da fração sólida de dejetos suíno e carcaça suína, foi 485% em relação à Fase I. A escolha do modelo de biodigestor, assim como do pré-tratamento deve ser baseada na configuração da estação de tratamento desses resíduos, dados técnicos de mortalidade e geração de dejetos de cada unidade produtora.

Os resultados podem servir de base para a formulação de orientações técnicas para a construção de biodigestores em unidades comerciais ou usinas de biogás que funcionaram como uma central de recebimento e processamento de animais mortos e dejetos suíno. Assim, como discutido ao longo do trabalho, é imprescindível o uso de um pré-tratamento considerando a higienização das carcaças antes ou pós-tratamento para o digestato, visando à proteção ambiental e saúde pública.

Em conclusão, os arranjos tecnológicos, apresentados ao longo do trabalho, abrem a possibilidade de tratamento dos resíduos suínos, com redução de custos e impactos ambientais, melhorando a sustentabilidade e rentabilidade da cadeia produtiva. Ademais, pode ser uma das melhores estratégias para o futuro da produção de bioenergia e economia circular em estações de tratamento de resíduos animais.

9 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A partir dos resultados obtidos e dos obstáculos encontrados, propõem-se os seguintes temas para pesquisas futuras:

- Avaliar o impacto do pré-tratamento da carcaça na inativação de patógenos e aumento da produção de biogás;
- Impacto da adição de antibióticos advindos da carcaça animal na digestão anaeróbia;
- Investigação de genes de resistência e bactérias resistentes durante a codigestão de dejetos suínos e carcaça;
- Avaliação de risco microbiológico considerando os diferentes pré-tratamentos, biodigestores e uso do digestato;

10 REFERÊNCIAS

- ABCS. (2014). *Pig Production: Theory and Practice*. Brasília: Brazilian Pig Breeders Association.
- AHDB. (2017). Pork Yearbook 2016-2017: Key Industry Statistics, Pig Performance Data and Details of Knowledge Exchange, Research and Development Activity. <https://pork.ahdb.org.uk/media/273760/ahdb-pork-yearbook-2016-17.pdf>.
- Álvarez, J.A., Otero, L., Lema, J.M. & Omil, F. (2010). The effect and fate of antibiotics during the anaerobic digestion of pig manure. *Bioresource Technology* **101**, 8581–8586. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852410010564>.
- Amaral, A. C., Candido, D., Steinmetz, R. L. R., Tapparo, D. C., and Kunz, A. (2019). Produção de Biogás e Energia Elétrica com Biodigestor de Lagoa Coberta e cstr a Partir de Dejeito Suíno.
- Amaral, A.C. do., Kunz, A., Radis Steinmetz, R.L., Scussiato, L.A., Tápparo, D.C. & Gaspareto, T.C. (2016). Influence of solid–liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. *Journal of Environmental Management* **168**, 229–235. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479715304291>.
- Anthonisen, a C., Srinath, E.G., Loehr, R.C. & Prakasam, T.B.S. (1976). Inhibition of nitrification and nitrous acid compounds. *Journal of the Water Pollution Control Federation Wiley* **48**, 835–852.
- APHA. (2012). *Standard methods for the examination for water and wastewater*. Washington, DC: American Water Works Association.
- Appels, L., Baeyens, J., Degre, J. & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **34**, 755–781.
- Arias, J.Z., Reuter, T., Sabir, A. & Gilroyed, B.H. (2018). Ambient alkaline hydrolysis and anaerobic digestion as a mortality management strategy for whole poultry carcasses. *Waste Management* **81**, 71–77. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X18305907>.
- Astals, S., Ariso, M., Galí, A. & Mata-Alvarez, J. (2011). Co-digestion of pig manure and glycerine: Experimental and modelling study. *Journal of Environmental Management* **92**, 1091–1096. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479710004172>.
- Azman, S., Khadem, A.F., van Lier, J.B., Zeeman, G. & Plugge, C.M. (2015). Presence and Role of Anaerobic Hydrolytic Microbes in Conversion of Lignocellulosic Biomass for Biogas Production. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **45**, 2523–2564. <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10643389.2015.1053727>.
- Baena, S., Fardeau, M.-L., Ollivier, B., Labat, M., Thomas, P., Garcia, J.-L. & Patel, B.K.C. (1999). *Aminomonas paucivorans* gen. nov., sp. nov., a mesophilic, anaerobic, amino-acid-utilizing bacterium. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* **49**, 975–982. <https://www.microbiologyresearch.org/content/journal/ijsem/10.1099/00207713-49-3-975>.
- Barakat, A., de Vries, H. & Rouau, X. (2013). Dry fractionation process as an important step in current and future lignocellulose biorefineries: A review. *Bioresource Technology* **134**, 362–373. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852413002010>.
- Bayr, S., Rantanen, M., Kaparaju, P. & Rintala, J. (2012). Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of rendering plant and slaughterhouse wastes. *Bioresource Technology* **104**, 28–36.
- Béline, F., Rodriguez-Mendez, R., Girault, R., Bihan, Y. Le. & Lessard, P. (2017). Comparison of existing models to simulate anaerobic digestion of lipid-rich waste. *Bioresource Technology* **226**, 99–107.
- Berge, A.C.B., Glanville, T.D., Millner, P.D. & Klingborg, D.J. (2009). Methods and microbial risks associated with composting of animal carcasses in the United States. *Journal of the American Veterinary Medical Association* **234**, 47–56. <http://avmajournals.avma.org/doi/abs/10.2460/javma.234.1.47>.
- Bot Benites. (2005). *The Importance of Soil Organic Matter Key to Drought-Resistant Soil and Sustained Food Production*. Rome: FAO United Nations.
- Bouallagui, H., Marouani, L. & Hamdi, M. (2010). Performances comparison between

laboratory and full-scale anaerobic digesters treating a mixture of primary and waste activated sludge. *Resources, Conservation and Recycling* **55**, 29–33. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092134491000159X>.

Bougrier, C., Carrère, H. & Delgenès, J.P. (2005). Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment. *Chemical Engineering Journal* **106**, 163–169. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894704004243>.

Cândido, D., Bolsan, A.C., Hollas, C.E., Venturin, B., Tápparo, D.C., Bonassa, G., Antes, F.G., Steinmetz, R.L.R., *et al.* (2022). Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept. *Journal of Environmental Management* **301**, 113825. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479721018879>.

Cantrell, K.B., Ducey, T., Ro, K.S. & Hunt, P.G. (2008). Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities. *Bioresource Technology* **99**, 7941–7953.

Capson-Tojo, G., Moscoviz, R., Astals, S., Robles, Á. & Steyer, J.-P. (2020). Unraveling the literature chaos around free ammonia inhibition in anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **117**, 109487. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032119306951>.

Carrere, H., Antonopoulou, G., Affes, R., Passos, F., Battimelli, A., Lyberatos, G. & Ferrer, I. (2016). Review of feedstock pretreatment strategies for improved anaerobic digestion: From lab-scale research to full-scale application. *Bioresource Technology* **199**, 386–397. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852415012754>.

Chen, C., Guo, W., Hao, H., Lee, D., Tung, K., Jin, P., Wang, J. & Wu, Y. (2016). Challenges in biogas production from anaerobic membrane bioreactors.

Chen, C., Zheng, D., Liu, G.-J., Deng, L.-W., Long, Y. & Fan, Z.-H. (2015). Continuous dry fermentation of swine manure for biogas production. *Waste management (New York, N.Y.)* **38**, 436–442. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X15000057>.

Chen, H., Zhang, W., Wu, J., Chen, X., Liu, R., Han, Y., Xiao, B., Yu, Z. & Peng, Y. (2021). Improving two-stage thermophilic-mesophilic anaerobic co-digestion of swine manure and rice straw by digestate recirculation. *Chemosphere* **274**, 129787. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653521002563>.

Chen, J.L., Ortiz, R., Steele, T.W.J. & Stuckey, D.C. (2014). Toxicants inhibiting anaerobic digestion: A review. *Biotechnology Advances* **32**, 1523–1534.

Cherubini, E., Zanghelini, G.M., Alvarenga, R.A.F., Franco, D. & Soares, S.R. (2015). Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *Journal of Cleaner Production* **87**, 68–77. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652614010774>.

Choong, Y.Y., Norli, I., Abdullah, A.Z. & Yhaya, M.F. (2016). Impacts of trace element supplementation on the performance of anaerobic digestion process: A critical review. *Bioresource Technology* **209**, 369–379. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852416303145>.

Chowdhury, S., Kim, G.-H., Bolan, N. & Longhurst, P. (2019). A critical review on risk evaluation and hazardous management in carcass burial. *Process Safety and Environmental Protection* **123**, 272–288. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0957582019301260>.

CIBiogás. (2020). Panorama do Biogás no Brasil em 2019. *Statistical Field Theor* **53**, 1689–1699.

Dai, X., Chen, S., Xue, Y., Dai, L., Li, N., Takahashi, J. & Zhao, W. (2015). Hygienic treatment and energy recovery of dead animals by high solid co-digestion with vinasse under mesophilic condition: feasibility study. *Journal of Hazardous Materials* **297**, 320–328. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389415004239>.

Deng, L., Li, Y., Chen, Z., Liu, G. & Yang, H. (2014). Separation of swine slurry into different concentration fractions and its influence on biogas fermentation. *Applied Energy* **114**, 504–511.

Deublein, D., and Steinhauser, A. (2010). *Biogas from Waste and Renewable Resources*. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

Dev, S., Saha, S., Kurade, M.B., Salama, E.-S., El-Dalatony, M.M., Ha, G.-S., Chang, S.W. & Jeon, B.-H. (2019). Perspective on anaerobic digestion for biomethanation in cold environments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **103**, 85–95.

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032118308293>.

Diamantis, V., Eftaxias, A., Stamatelatu, K., Noutsopoulos, C., Vlachokostas, C. & Aivasidis, A. (2021). Bioenergy in the era of circular economy: Anaerobic digestion technological solutions to produce biogas from lipid-rich wastes. *Renewable Energy* **168**, 438–447. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960148120319601>.

El Sheltawy, S.T., Al-Sakkari, E.G. & Fouad, M.M.K. (2019). Waste-to-Energy Trends and Prospects: A Review. *Waste Management and Resource Efficiency* (pp. 673–684). Singapore: Springer Singapore. http://link.springer.com/10.1007/978-981-10-7290-1_56.

Elbeshbishy, E., Aldin, S., Hafez, H., Nakhla, G. & Ray, M. (2011). Impact of ultrasonication of hog manure on anaerobic digestability. *Ultrasonics Sonochemistry* **18**, 164–171. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1350417710000775>.

FAO. (2016). *Environmental Performance of Pig Supply Chains: Guidelines for assessment*. Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership Rome, Italy.

Feng, L., Casas, M.E., Ottosen, L.D.M., Møller, H.B. & Bester, K. (2017). Removal of antibiotics during the anaerobic digestion of pig manure. *Science of The Total Environment* **603–604**, 219–225. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717313943>.

Fongaro, G., Viancelli, A., Magri, M.E., Elmahdy, E.M., Biesus, L.L., Kich, J.D., Kunz, A. & Barardi, C.R.M. (2014). Utility of specific biomarkers to assess safety of swine manure for biofertilizing purposes. *Science of The Total Environment* **479–480**, 277–283. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969714001661>.

Font-i-Furnols, M. & Guerrero, L. (2014). Consumer preference, behavior and perception about meat and meat products: An overview. *Meat Science* **98**, 361–371. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0309174014001934>.

Freitas, F.F., De Souza, S.S., Ferreira, L.R.A., Otto, R.B., Alessio, F.J., De Souza, S.N.M., Venturini, O.J. & Ando Junior, O.H. (2019). The Brazilian market of distributed biogas generation: Overview, technological development and case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **101**, 146–157. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032118307391>.

Gerardi, M. (2003). Anaerobic Digestion Stages. *The Microbiology of Anaerobic Digesters* (pp. 51–57). Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/0471468967.ch7>.

González-Fernández, C., León-Cofreces, C. & García-Encina, P.A. (2008). Different pretreatments for increasing the anaerobic biodegradability in swine manure. *Bioresource Technology* **99**, 8710–8714. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852408003428>.

Gopalan, P., Jensen, P.D. & Batstone, D.J. (2013). Anaerobic digestion of swine effluent: Impact of production stages. *Biomass and Bioenergy* **48**, 121–129.

Gwyther, C.L., Williams, A.P., Golyshin, P.N., Edwards-Jones, G. & Jones, D.L. (2011). The environmental and biosecurity characteristics of livestock carcass disposal methods: A review. *Waste Management* **31**, 767–778.

Hahnke, S., Langer, T. & Klocke, M. (2018). *Proteiniborus indolifex* sp. nov., isolated from a thermophilic industrial-scale biogas plant. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* **68**, 824–828. <https://www.microbiologyresearch.org/content/journal/ijsem/10.1099/ijsem.0.002591>.

HANSEN, K.H., ANGELIDAKI, I. & AHRING, B.K. (1998). ANAEROBIC DIGESTION OF SWINE MANURE: INHIBITION BY AMMONIA. *Water Research* **32**, 5–12. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135497002017>.

He, C., Qi, B., Jiao, Y., Zhang, Q., Ma, X., Li, G., Jing, Y., Jiang, D. & Zhang, Z. (2020). Potentials of bio-hydrogen and bio-methane production from diseased swines. *International Journal of Hydrogen Energy* **45**, 34473–34482. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0360319919332343>.

Hejnfelt, A. & Angelidaki, I. (2009). Anaerobic digestion of slaughterhouse by-products. *Biomass and Bioenergy* **33**, 1046–1054. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0961953409000610>.

Hernandez-Eugenio, G., Fardeau, M.-L., Cayol, J.-L., Patel, B.K.C., Thomas, P., Macarie, H., Garcia, J.-L. & Ollivier, B. (2002). *Sporanaerobacter acetigenes* gen. nov., sp. nov., a novel acetogenic, facultatively sulfur-reducing bacterium. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* **52**, 1217–1223.

<https://www.microbiologyresearch.org/content/journal/ijsem/10.1099/00207713-52-4-1217>.

Hernández, M. & Rodríguez, M. (2013). Hydrogen production by anaerobic digestion of pig manure: Effect of operating conditions. *Renewable Energy* **53**, 187–192. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960148112007410>.

Hilton, B.L. & Oleszkiewicz, J.A. (1988). Sulfide-Induced Inhibition of Anaerobic Digestion. *Journal of Environmental Engineering* **114**, 1377–1391. <http://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%290733-9372%281988%29114%3A6%281377%29>.

Hjorth, M., Christensen, K. V., Christensen, M.L. & Sommer, S.G. (2011). Solid–Liquid Separation of Animal Slurry in Theory and Practice. *Sustainable Agriculture Volume 2* (pp. 953–986). Dordrecht: Springer Netherlands. http://link.springer.com/10.1007/978-94-007-0394-0_43.

Ho, L. & Ho, G. (2012). Mitigating ammonia inhibition of thermophilic anaerobic treatment of digested piggery wastewater: use of pH reduction, zeolite, biomass and humic acid. *Water research* **46**, 4339–50. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135412003430>. Acesso em 16 de Março de 2016.

Hollas, C.E., Chini, A., Antes, F.G., do Prado, N. V., Bortoli, M. & Kunz, A. (2019). Modified Ludzack–Ettinger system role in efficient nitrogen removal from swine manure under high total suspended solids concentration. *International Journal of Environmental Science and Technology* **16**, 7715–7726. <http://link.springer.com/10.1007/s13762-019-02326-2>.

Hu, X.-K., Su, F., Ju, X.-T., Gao, B., Oenema, O., Christie, P., Huang, B.-X., Jiang, R.-F. & Zhang, F.-S. (2013). Greenhouse gas emissions from a wheat–maize double cropping system with different nitrogen fertilization regimes. *Environmental Pollution* **176**, 198–207. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749113000559>.

Hu, Y., Wu, J., Li, H., Poncin, S., Wang, K. & Zuo, J. (2019). Study of an enhanced dry anaerobic digestion of swine manure: Performance and microbial community property. *Bioresource Technology* **282**, 353–360. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852419303608>.

Jiang, C., McIlroy, S.J., Qi, R., Petriglieri, F., Yashiro, E., Kondrotaitė, Z. & Nielsen, P.H. (2021). Identification of microorganisms responsible for foam formation in mesophilic anaerobic digesters treating surplus activated sludge. *Water Research* **191**, 116779. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135420313129>.

Jiang, Y., McAdam, E., Zhang, Y., Heaven, S., Banks, C. & Longhurst, P. (2019). Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review. *Journal of Water Process Engineering* **32**, 100899. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2214714419302107>.

Kang, Y., Hao, Y., Shen, M., Zhao, Q., Li, Q. & Hu, J. (2016). Impacts of supplementing chemical fertilizers with organic fertilizers manufactured using pig manure as a substrate on the spread of tetracycline resistance genes in soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **130**, 279–288. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0147651316301427>.

Khanal, S.K., Tirta Nindhia, T.G. & Nitayavardhana, S. (2019). Biogas From Wastes. *Sustainable Resource Recovery and Zero Waste Approaches* (pp. 165–174). <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780444642004000116>.

Khoshnevisan, B., Tsapekos, P., Alfaro, N., Díaz, I., Fdz-Polanco, M., Rafiee, S. & Angelidaki, I. (2017). A review on prospects and challenges of biological H₂S removal from biogas with focus on biotrickling filtration and microaerobic desulfurization. *Biofuel Research Journal* **4**, 741–750. https://www.biofueljournal.com/article_53413.html.

Kirby, M.E., Theodorou, M.K., Brizuela, C.M., Huntington, J.A., Powles, J. & Wilkinson, R.G. (2018). The anaerobic digestion of pig carcass with or without sugar beet pulp, as a novel on-farm disposal method. *Waste Management* **75**, 251–260.

Koeck, D.E., Pechtl, A., Zverlov, V. V. & Schwarz, W.H. (2014a). Genomics of cellulolytic bacteria. *Current Opinion in Biotechnology* **29**, 171–183. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S095816691400130X>.

Koeck, D.E., Wibberg, D., Maus, I., Winkler, A., Albersmeier, A., Zverlov, V. V., Liebl, W., Pühler, A., *et al.* (2014b). Complete genome sequence of the cellulolytic thermophile *Ruminoclostridium cellulosi* wild-type strain DG5 isolated from a thermophilic biogas plant. *Journal of Biotechnology* **188**, 136–137.

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0168165614008293>.

Kougias, P.G., Boe, K., O-Thong, S., Kristensen, L.A. & Angelidaki, I. (2014). Anaerobic digestion foaming in full-scale biogas plants: a survey on causes and solutions. *Water Science and Technology* **69**, 889–895. <https://iwaponline.com/wst/article/69/4/889/18117/Anaerobic-digestion-foaming-in-fullscale-biogas>.

Krabbe, E.L. (2017). Destino de carcaça de animais mortos. In Anais do X Simpósio Brasil Sul de Suinocultura. Chapecó, SC.

Krakat, N., Demirel, B., Anjum, R. & Dietz, D. (2017). Methods of ammonia removal in anaerobic digestion: a review. *Water Science and Technology* **76**, 1925–1938. <https://iwaponline.com/wst/article/76/8/1925/19195/Methods-of-ammonia-removal-in-anaerobic-digestion>.

Kress, P., Nägele, H.-J., Oechsner, H. & Ruile, S. (2018). Effect of agitation time on nutrient distribution in full-scale CSTR biogas digesters. *Bioresource Technology* **247**, 1–6. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852417316036>.

Kunz, A., Hugo Moreira Soares., Miele, M., Steinmetz, R.L.R. & Bortoli, M. (2015). Sistema de Tratamento de Efluentes P11100464-9 A2.

Kunz, A., Miele, M. & Steinmetz, R.L.R. (2009a). Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technology* **100**, 5485–5489. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852408009218>.

Kunz, A., Steinmetz, R., Damasceno, S. & Coldebela, A. (2012). Nitrogen removal from swine wastewater by combining treated effluent with raw manure. *Scientia Agricola* **69**, 352–356.

Kunz, A., Steinmetz, R.L.R., Ramme, M.A. & Coldebella, A. (2009b). Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. *Bioresource Technology* **100**, 1815–1818. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852408007864>.

Laiq Ur Rehman, M., Iqbal, A., Chang, C., Li, W. & Ju, M. (2019). Anaerobic digestion. *Water Environment Research* **91**, 1253–1271. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/wer.1219>.

Lauterböck, B., Ortner, M., Haider, R. & Fuchs, W. (2012). Counteracting ammonia inhibition in anaerobic digestion by removal with a hollow fiber membrane contactor. *Water Research* **46**, 4861–4869. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135412003491>.

Lebuhn, M., Hanreich, A., Klocke, M., Schlüter, A., Bauer, C. & Pérez, C.M. (2014). Towards molecular biomarkers for biogas production from lignocellulose-rich substrates. *Anaerobe* **29**, 10–21. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1075996414000389>.

Li, A., Chu, Y., Wang, X., Ren, L., Yu, J., Liu, X., Yan, J., Zhang, L., *et al.* (2013). A pyrosequencing-based metagenomic study of methane-producing microbial community in solid-state biogas reactor. *Biotechnology for Biofuels* **6**, 3. <http://biotechnologyforbiofuels.biomedcentral.com/articles/10.1186/1754-6834-6-3>.

Li, Y., Chen, Y. & Wu, J. (2019). Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. *Applied Energy* **240**, 120–137. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0306261919302715>.

Liebetrau J., Pfeiffer D., T.D. (2016). *Collections of methods for biogas: Methods to determine parameters for analysis purposes and parameters that describe process in the biogas sector.* https://www.energetische-biomassenutzung.de/fileadmin/media/6_Publikationen/07_MMS_Biogas_en_web.pdf.

Lili, M., Biró, G., Sulyok, E., Petis, M., Borbély, J. & Tamás, J. (2011). Novel approach on the basis of FOS/TAC method. In Anais do Risk Factors for Environment and Food Safety” & ”Natural Resources and Sustainable Development” & ”50 Years of Agriculture Researche in Oradea.

Lin, Q., De Vrieze, J., Li, J. & Li, X. (2016). Temperature affects microbial abundance, activity and interactions in anaerobic digestion. *Bioresource Technology* **209**, 228–236. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852416302784>.

Lins, M.A., Steinmetz, R.L.R., Amaral, A.C. do. & Kunz, A. (2020). Biogas yield and productiveness of swine manure for different reactor configurations. *Engenharia Agrícola* **40**, 664–673. http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-69162020000600664&tlng=en.

Liu, C., Wachemo, A.C., Tong, H., Shi, S., Zhang, L., Yuan, H. & Li, X. (2018). Biogas

production and microbial community properties during anaerobic digestion of corn stover at different temperatures. *Bioresource Technology* **261**, 93–103. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852417322216>.

Liu, M., Ni, H., Yang, L., Chen, G., Yan, X., Leng, X., Liu, P. & Li, X. (2019a). Pretreatment of swine manure containing β -lactam antibiotics with whole-cell biocatalyst to improve biogas production. *Journal of Cleaner Production* **240**, 118070. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652619329403>.

Liu, X., Lendormi, T. & Lanoisellé, J.-L. (2019b). Overview of hygienization pretreatment for pasteurization and methane potential enhancement of biowaste: Challenges, state of the art and alternative technologies. *Journal of Cleaner Production* **236**, 117525. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652619323339>.

Liu, X., Lendormi, T., Le Fellic, M., Lemée, Y. & Lanoisellé, J.-L. (2019c). Hygienization of mixed animal by-product using Pulsed Electric Field: Inactivation kinetics modeling and recovery of indicator bacteria. *Chemical Engineering Journal* **368**, 1–9. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894719303973>.

Liu, Y., Li, Y., Gan, R., Jia, H., Yong, X., Yong, Y.-C., Wu, X., Wei, P. & Zhou, J. (2020). Enhanced biogas production from swine manure anaerobic digestion via in-situ formed graphene in electromethanogenesis system. *Chemical Engineering Journal* **389**, 124510. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894720305015>.

Liu, Y., Liu, H., Cui, L. & Zhang, K. (2012). The ratio of food-to-microorganism (F/M) on membrane fouling of anaerobic membrane bioreactors treating low-strength wastewater. *Desalination* **297**, 97–103. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0011916412002470>.

Logan, B., Cheng, S., Watson, V. & Estadt, G. (2007). Graphite Fiber Brush Anodes for Increased Power Production in Air-Cathode Microbial Fuel Cells. *Environmental Science & Technology* **41**, 3341–3346. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es062644y>.

Longhurst, P.J., Chambers, B., Gale, P., Litterick, A., Taylor, M., Tompkins, D. & Tyrrel, S.F. (2012). Risk assessment of the use of source-segregated anaerobic digestates in GB agriculture. *Proceedings of the 17th European Biosolids & Organic Resources Conference, Leeds, UK* 19–21.

Loyon, L. (2017). Overview of manure treatment in France. *Waste Management* **61**, 516–520. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X16307358>.

Luis, M., Da, B., Cantão, M.E., Mezzari, M.P., Ma, J. & Nossa, C.W. (2014). Assessment of Bacterial and Archaeal Community Structure in Swine Wastewater Treatment Processes.

Luste, S., Heinonen-Tanski, H. & Luostarinen, S. (2012). Co-digestion of dairy cattle slurry and industrial meat-processing by-products – Effect of ultrasound and hygienization pre-treatments. *Bioresource Technology* **104**, 195–201.

Lymperatou, A., Gavala, H.N. & Skiadas, I. V. (2017). Optimization of Aqueous Ammonia Soaking of manure fibers by Response Surface Methodology for unlocking the methane potential of swine manure. *Bioresource Technology* **244**, 509–516. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852417312634>.

Mao, C., Feng, Y., Wang, X. & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **45**, 540–555.

MAPA. (2009). Instrução Normativa 25 -Normas sobre as especificações e as garantias, as Tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos Fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, Organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura.

MAPA. (2020). *Projeções do Agronegócio, Brasil 2019/20 a 2029/30: Projeções de longo prazo*. Brasília DF.

Massé, D.I., Masse, L., Hince, J.F. & Pomar, C. (2008). Psychrophilic anaerobic digestion biotechnology for swine mortality disposal. *Bioresource Technology* **99**, 7307–7311.

Meng, X., Yu, D., Wei, Y., Zhang, Y., Zhang, Q., Wang, Z., Liu, J. & Wang, Y. (2018). Endogenous ternary pH buffer system with ammonia-carbonates-VFAs in high solid anaerobic digestion of swine manure: An alternative for alleviating ammonia inhibition?. *Process Biochemistry* **69**, 144–152. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1359511317318639>.

Min, B., Kim, J., Oh, S., Regan, J.M. & Logan, B.E. (2005). Electricity generation from swine wastewater using microbial fuel cells. *Water Research* **39**, 4961–4968. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135405005439>.

Mirmohamadsadeghi, S., Karimi, K., Tabatabaei, M. & Aghbashlo, M. (2019). Biogas

production from food wastes: A review on recent developments and future perspectives. *Bioresource Technology Reports* **7**, 100202.

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2589014X19300921>.

Mito, J. Y. L., Kerkhoff, S., Silva, J. L. G., Vendrame, M. G., Steinmetz, R. L. R., and Kunz, A. (2018). Methodology for estimating potential of biogas and biomethane from pig and beef herds in Brazil. <https://www.embrapa.br/documents/1355242/0/BiogásFert++Metodologia+para+estimar+o+potencial+de+biogás+e+biometano+a+partir+de+plantéis+suínos+e+bovinos+no+Brasil.pdf>.

Moretti, S.M.L., Bertoncini, E.I. & Abreu-Junior, C.H. (2021). Characterization of raw swine waste and effluents treated anaerobically: parameters for Brazilian environmental regulation construction aiming agricultural use. *Journal of Material Cycles and Waste Management* **23**, 165–176. <http://link.springer.com/10.1007/s10163-020-01115-1>.

Morseletto, P. (2020). Targets for a circular economy. *Resources, Conservation and Recycling* **153**,.

Moses, A. & Tomaselli, P. (2017). Industrial Animal Agriculture in the United States: Concentrated Animal Feeding Operations (CAFOs). *International Farm Animal, Wildlife and Food Safety Law* (pp. 185–214). Cham. http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-18002-1_6.

Mulbry, W., Selmer, K. & Lansing, S. (2017). Effect of liquid surface area on hydrogen sulfide oxidation during micro-aeration in dairy manure digesters. *PLOS ONE* **12**, e0185738. <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0185738>.

Mustapha, N.A., Sakai, K., Shirai, Y. & Maeda, T. (2016). Impact of different antibiotics on methane production using waste-activated sludge: mechanisms and microbial community dynamics. *Applied Microbiology and Biotechnology* **100**, 9355–9364. <http://link.springer.com/10.1007/s00253-016-7767-2>.

Neshat, S.A., Mohammadi, M., Najafpour, G.D. & Lahijani, P. (2017). Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **79**, 308–322. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032117307694>.

Nguyen-Viet, H., Doria, S., Tung, D.X., Mallee, H., Wilcox, B.A. & Grace, D. (2015). Ecohealth research in Southeast Asia: past, present and the way forward. *Infectious Diseases of Poverty* **4**, 5. <https://idpjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/2049-9957-4-5>.

Nguyen, D., Wu, Z., Shrestha, S., Lee, P.-H., Raskin, L. & Khanal, S.K. (2019). Intermittent micro-aeration: New strategy to control volatile fatty acid accumulation in high organic loading anaerobic digestion. *Water Research* **166**, 115080. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135419308541>.

Nicoloso, R. S., Barros, E. C., Wuaden, C. R., and Pigozzo, A. (2019). "Uso do digestato como fertilizante," in Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. In A. Kunz, R. L. R. Steinmetz, and A. C. do Amaral (Eds.), (pp. 94–128). (Concórdia, KS: Embrapa Suínos e Aves).

Nurk, L., Knörzer, S., Jacobi, H.F. & Spielmeyer, A. (2019). Elimination of sulfonamides and tetracyclines during anaerobic fermentation - A "Cheshire Cat" phenomenon. *Sustainable Chemistry and Pharmacy* **13**, 100157. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2352554119300634>.

ONU. (2015). Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil. <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>.

Pan, S.-Y., Du, M.A., Huang, I.-T., Liu, I.-H., Chang, E.-E. & Chiang, P.-C. (2015). Strategies on implementation of waste-to-energy (WTE) supply chain for circular economy system: a review. *Journal of Cleaner Production* **108**, 409–421. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652615008574>.

Petropoulos, E., Dolfing, J., Yu, Y., Wade, M.J., Bowen, E.J., Davenport, R.J. & Curtis, T.P. (2018). Lipolysis of domestic wastewater in anaerobic reactors operating at low temperatures. *Environmental Science: Water Research & Technology* **4**, 1002–1013. <http://xlink.rsc.org/?DOI=C8EW00156A>.

Philippe, F.-X. & Nicks, B. (2015). Review on greenhouse gas emissions from pig houses: Production of carbon dioxide, methane and nitrous oxide by animals and manure. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **199**, 10–25. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880914004058>.

Rajagopal, R., Massé, D.I., and Saady, N.M.. (2014). Low-Temperature Anaerobic Co-Digestion of Swine Carcass and Swine Manure: Impact of High Swine Carcass Loading Rate. *Transactions of the ASABE* **1811–1816**. <http://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=45276&t=3&dabs=Y&redir=&redirType=>.

Rajagopal, R., Massé, D.I. & Singh, G. (2013). A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. *Bioresource technology* **143**, 632–41. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852413009498>. Acesso em 11 de Janeiro de 2016.

Rajagopal, R. & Saady, N.M.C. (2014). Low-Temperature Anaerobic Co-Digestion of Swine Carcass and Swine Manure: Impact of High Swine Carcass Loading Rate. *Transactions of the ASABE* **57**, 1811–1816. <http://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=45276&t=3&dabs=Y&redir=&redirType=>.

Ramos, I., Peña, M. & Fdz-Polanco, M. (2014a). Where does the removal of H₂S from biogas occur in microaerobic reactors?. *Bioresource Technology* **166**, 151–157. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852414007172>.

Ramos, I., Pérez, R. & Fdz-Polanco, M. (2014b). The headspace of microaerobic reactors: Sulphide-oxidising population and the impact of cleaning on the efficiency of biogas desulphurisation. *Bioresource Technology* **158**, 63–73. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852414001722>.

Ren, Y., Yu, M., Wu, C., Wang, Q., Gao, M., Huang, Q. & Liu, Y. (2018). A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. *Bioresource Technology* **247**, 1069–1076. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852417316747>.

Riya, S., Suzuki, K., Terada, A., Hosomi, M. & Zhou, S. (2016). Influence of C/N Ratio on Performance and Microbial Community Structure of Dry-Thermophilic Anaerobic Co-Digestion of Swine Manure and Rice Straw. *Journal of Medical and Bioengineering* **5**, 11–14. <http://www.jomb.org/index.php?m=content&c=index&a=show&catid=50&id=258>.

Ruile, S., Schmitz, S., Mönch-Tegeder, M. & Oechsner, H. (2015). Degradation efficiency of agricultural biogas plants – A full-scale study. *Bioresource Technology* **178**, 341–349. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852414014758>.

Sánchez, Z., Poggio, D., Castro, L. & Escalante, H. (2021). Simultaneous Synergy in CH₄ Yield and Kinetics: Criteria for Selecting the Best Mixtures during Co-Digestion of Wastewater and Manure from a Bovine Slaughterhouse. *Energies* **14**, 384. <https://www.mdpi.com/1996-1073/14/2/384>.

Schmidt, T., Harris, P., Lee, S. & McCabe, B.K. (2019). Investigating the impact of seasonal temperature variation on biogas production from covered anaerobic lagoons treating slaughterhouse wastewater using lab scale studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering* **7**, 103077. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2213343719302003>.

Schommer, V.A., Wenzel, B.M. & Daroit, D.J. (2020). Anaerobic co-digestion of swine manure and chicken feathers: Effects of manure maturation and microbial pretreatment of feathers on methane production. *Renewable Energy* **152**, 1284–1291. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960148120301762>.

Shah, F.A., Mahmood, Q., Rashid, N., Pervez, A., Raja, I.A. & Shah, M.M. (2015). Co-digestion, pretreatment and digester design for enhanced methanogenesis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **42**, 627–642. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032114008788>.

Shi, X., Lin, J., Zuo, J., Li, P., Li, X. & Guo, X. (2017). Effects of free ammonia on volatile fatty acid accumulation and process performance in the anaerobic digestion of two typical bio-wastes. *Journal of Environmental Sciences* **55**, 49–57. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1001074216302492>.

Sidhu, J. (2001). The role of indigenous microorganisms in suppression of salmonella regrowth in composted biosolids. *Water Research* **35**, 913–920. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135400003523>.

Skaggs, R.L., Coleman, A.M., Seiple, T.E. & Milbrandt, A.R. (2018). Waste-to-Energy biofuel production potential for selected feedstocks in the conterminous United States. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **82**, 2640–2651. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032117313631>.

Spielmeyer, A. (2018). Occurrence and fate of antibiotics in manure during manure treatments: A short review. *Sustainable Chemistry and Pharmacy* **9**, 76–86. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2352554118300354>.

Stams, A.J.M., Elferink, S.J.W.H.O. & Westermann, P. (2003). Metabolic Interactions Between Methanogenic Consortia and Anaerobic Respiring Bacteria. (pp. 31–56). http://link.springer.com/10.1007/3-540-45839-5_2.

Steinmetz, Gressler, Kunz, Soares. (2016). Tetracycline compounds interference and persistence in co-digestion of animal manure and cellulosic wastes. In Anais do XIII Latin American workshop and Symposium on Anaerobic Digestion. Cusco: IWA.

Steinmetz, R.L.R. & Gressler, V. (2019). Impact of Antibiotics on Biogas Production. *Improving Biogas Production. Biofuel and Biorefinery Technologies* (pp. 181–198). http://link.springer.com/10.1007/978-3-030-10516-7_8.

Steinmetz, R.L.R., Mezzari, M.P., da Silva, M.L.B., Kunz, A., do Amaral, A.C., Tápparo, D.C. & Soares, H.M. (2016). Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. *Bioresource Technology* **219**,

Subramanian, B., & Pagilla, K. R. (2015). Mechanisms of foam formation in anaerobic digesters. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, **126**, 621–630. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2014.11.032>

Tao, B., Donnelly, J., Oliveira, I., Anthony, R., Wilson, V. & Esteves, S.R. (2017). Enhancement of microbial density and methane production in advanced anaerobic digestion of secondary sewage sludge by continuous removal of ammonia. *Bioresource Technology* **232**, 380–388. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S096085241730189X>.

Tápparo, D.C., Cândido, D., Steinmetz, R.L.R., Etzkorn, C., do Amaral, A.C., Antes, F.G. & Kunz, A. (2021a). Swine manure biogas production improvement using pre-treatment strategies: lab-scale studies and full-scale application. *Bioresource Technology Reports* **100716**. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2589014X21000931>.

Tápparo, D.C., do Amaral, A.C., Steinmetz, R.L.R. & Kunz, A. (2019a). Co-digestion of Animal Manure and Carcasses to Increase Biogas Generation. (pp. 99–116). http://link.springer.com/10.1007/978-3-030-10516-7_5.

Tápparo, D.C., Rodríguez-Lázaro, D., Hernández, M., Camargo, A.F., Bonatto, C., Maia, G., Rogoviski, P., Dadamuro, R.D., *et al.* (2021b). Wastewater Treatment for Bioenergy Purposes Using a Metaproteomic Approach. *Wastewater Treatment Elsevier*.

Tápparo, D.C., Rogovski, P., Cadamuro, R.D., Marques Souza, D.S., Bonatto, C., Frumi Camargo, A., Scapini, T., Stefanski, F., *et al.* (2020a). Nutritional, Energy and Sanitary Aspects of Swine Manure and Carcass Co-digestion. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology* **8**,. <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fbioe.2020.00333/full>.

Tápparo, D.C., Viancelli, A., Amaral, A.C.D., Fongaro, G., Steinmetz, R.L.R., Magri, M.E., Barardi, C.R.M. & Kunz, A. (2020b). Sanitary effectiveness and biogas yield by anaerobic co-digestion of swine carcasses and manure. *Environmental Technology (United Kingdom)* **41**,

Tápparo, D.C., Viancelli, A., Amaral, A.C. do., Fongaro, G., Steinmetz, R.L.R., Magri, M.E., Barardi, C.R.M. & Kunz, A. (2019b). Sanitary effectiveness and biogas yield by anaerobic co-digestion of swine carcasses and manure. *Environmental Technology* **41**, 682–690.

Tauseef, S.M., Premalatha, M., Abbasi, T. & Abbasi, S.A. (2013). Methane capture from livestock manure. *Journal of Environmental Management* **117**, 187–207. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479712006603>.

Tessele, F. & van Lier, J. (2020). Anaerobic digestion and the circular economy. *Water e-Journal* **5**, 1–5. <https://watersource.awa.asn.au/technology/trends/anaerobic-digestion-circular-economy/>.

Tian, H., Fotidis, I.A., Kissas, K. & Angelidaki, I. (2018). Effect of different ammonia sources on acetoclastic and hydrogenotrophic methanogens. *Bioresource Technology* **250**, 390–397. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852417320850>.

Tomazetto, G., Hahnke, S., Maus, I., Wibberg, D., Pühler, A., Schlüter, A. & Klocke, M. (2014). Complete genome sequence of *Peptoniphilus* sp. strain ING2-D1G isolated from a mesophilic lab-scale completely stirred tank reactor utilizing maize silage in co-digestion with pig and cattle manure for biomethanation. *Journal of Biotechnology* **192**, 59–61. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0168165614008591>.

Topp, E., Scott, A., Lapen, D.R., Lyautey, E. & Duriez, P. (2009). Livestock waste

treatment systems for reducing environmental exposure to hazardous enteric pathogens: Some considerations. *Bioresource Technology* **100**, 5395–5398. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852408009279>.

USDA. (2019). *Livestock and Poultry: World Markets and Trade*. Washington, DC: USDA.

USDA. (2021). *Livestock and Poultry: World Markets and Trade*. https://downloads.usda.library.cornell.edu/usda-esmis/files/73666448x/zs25z463c/np194471v/livestock_poultry.pdf.

USDA - United States Department of Agriculture. (2021). *Livestock and Poultry: World Markets and Trade*. <https://www.fas.usda.gov/data/livestock-and-poultry-world-markets-and-trade>.

VDI 4630. (2016). *Fermentation of organic materials. Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests*, Verein Deutscher Ingenieure - VDI, Germany.

Venturin, B., Bonatto, C., Damaceno, F.M., Mulinari, J., Fongaro, G. & Treichel, H. (2019). Physical, Chemical, and Biological Substrate Pretreatments to Enhance Biogas Yield. (pp. 25–44). http://link.springer.com/10.1007/978-3-030-10516-7_2.

Veroneze, M.L., Schwantes, D., Gonçalves, A.C., Richart, A., Manfrin, J., da Paz Schiller, A. & Schuba, T.B. (2019). Production of biogas and biofertilizer using anaerobic reactors with swine manure and glycerin doses. *Journal of Cleaner Production* **213**, 176–184. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652618338964>.

Viancelli, A., Kunz, A., Steinmetz, R.L.R., Kich, J.D., Souza, C.K., Canal, C.W., Coldebella, A., Esteves, P.A. & Barardi, C.R.M. (2013). Chemosphere Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. *Chemosphere Elsevier Ltd* **90**, 1539–1544. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.08.055>.

Vu, P.T., Melse, R.W., Zeeman, G. & Groot Koerkamp, P.W.G. (2016). Composition and biogas yield of a novel source segregation system for pig excreta. *Biosystems Engineering* **145**, 29–38. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1537511015302427>.

Wagner, R.C., Regan, J.M., Oh, S.-E., Zuo, Y. & Logan, B.E. (2009). Hydrogen and methane production from swine wastewater using microbial electrolysis cells. *Water Research* **43**, 1480–1488. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135408006611>.

Wainaina, S., Lukitawesa., Kumar Awasthi, M. & Taherzadeh, M.J. (2019). Bioengineering of anaerobic digestion for volatile fatty acids, hydrogen or methane production: A critical review. *Bioengineered* **10**, 437–458. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/21655979.2019.1673937>.

Wang, D., Xin, Y., Shi, H., Ai, P., Yu, L., Li, X. & Chen, S. (2019a). Closing ammonia loop in efficient biogas production: Recycling ammonia pretreatment of wheat straw. *Biosystems Engineering* **180**, 182–190. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1537511018303313>.

Wang, H., Tao, Y., Temudo, M., Schooneveld, M., Bijl, H., Ren, N., Wolf, M., Heine, C., *et al.* (2015). An integrated approach for efficient biomethane production from solid bio-wastes in a compact system. *Biotechnology for Biofuels* **8**, 62. <http://www.biotechnologyforbiofuels.com/content/8/1/62>.

Wang, H., Zhu, X., Yan, Q., Zhang, Y. & Angelidaki, I. (2020). Microbial community response to ammonia levels in hydrogen assisted biogas production and upgrading process. *Bioresource Technology* **296**, 122276. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852419315068>.

Wang, L., Addy, M., Liu, J., Nekich, C., Zhang, R., Peng, P., Cheng, Y., Cobb, K., *et al.* (2019b). Integrated process for anaerobically digested swine manure treatment. *Bioresource Technology* **273**, 506–514. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852418315839>.

Wang, M., Lee, E., Zhang, Q. & Ergas, S.J. (2016). Anaerobic Co-digestion of Swine Manure and Microalgae *Chlorella* sp.: Experimental Studies and Energy Analysis. *BioEnergy Research* **9**, 1204–1215. <http://link.springer.com/10.1007/s12155-016-9769-4>.

WBA. (2019). Global potential of biogas. *World Biogas Association* 1–56.

Wei, Y., Liu, J., Zhou, X., Wu, J. & Qian, X. (2019). Effect of solid–liquid separation enhanced by low-temperature hydrolysis in methanogenic phase on two-phase anaerobic sludge digestion system. *International Journal of Environmental Science and Technology*.

<http://link.springer.com/10.1007/s13762-019-02423-2>.

Wilson, M.L., Niraula, S. & Cortus, E.L. (2020). Nutrient Characteristics of Swine Manure and Wastewater. (pp. 89–113). <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2134/ asaspecpub67.c6>.

Wittmann, C., Zeng, A.-P. & Deckwer, W.-D. (1995). Growth inhibition by ammonia and use of a pH-controlled feeding strategy for the effective cultivation of *Mycobacterium chlorophenicum*. *Applied Microbiology and Biotechnology* **44**, 519–525. <http://link.springer.com/10.1007/BF00169954>.

Won, S.-G., Park, J.-Y., Rahman, M.M., Park, K.-H. & Ra, C.-S. (2016). Co-composting of swine mortalities with swine manure and sawdust. *Compost Science & Utilization* **24**, 42–53. <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/1065657X.2015.1055008>.

Worm, P., Koehorst, J.J., Visser, M., Sedano-Núñez, V.T., Schaap, P.J., Plugge, C.M., Sousa, D.Z. & Stams, A.J.M. (2014). A genomic view on syntrophic versus non-syntrophic lifestyle in anaerobic fatty acid degrading communities. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Bioenergetics* **1837**, 2004–2016. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0005272814005209>.

Wu, B. (2013). Advances in the use of CFD to characterize, design and optimize bioenergy systems. *Computers and Electronics in Agriculture* **93**, 195–208.

Wu, G., Fanzo, J., Miller, D.D., Pingali, P., Post, M., Steiner, J.L. & Thalacker-Mercer, A.E. (2014). Production and supply of high-quality food protein for human consumption: sustainability, challenges, and innovations. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1321**, 1–19. <http://doi.wiley.com/10.1111/nyas.12500>.

Wu, J., Hu, Y., Wang, S., Cao, Z., Li, H., Fu, X.-M., Wang, K. & Zuo, J. (2017a). Effects of thermal treatment on high solid anaerobic digestion of swine manure: Enhancement assessment and kinetic analysis. *Waste Management* **62**, 69–75. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X17301009>.

Wu, L., Xu, G., Li, Q., Hou, B., Hu, W. & Wang, J. (2017b). Investigation of the disposal of dead pigs by pig farmers in mainland China by simulation experiment. *Environmental Science and Pollution Research* **24**, 1469–1483. <http://link.springer.com/10.1007/s11356-016-7884-6>.

Xu, J., Mustafa, A.M., Lin, H., Choe, U.Y. & Sheng, K. (2018). Effect of hydrochar on anaerobic digestion of dead pig carcass after hydrothermal pretreatment. *Waste Management* **78**, 849–856. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X18304252>.

Yang, D., Deng, L., Zheng, D., Liu, G., Yang, H. & Wang, L. (2015). Separation of swine wastewater into solid fraction, concentrated slurry and dilute liquid and its influence on biogas production. *Fuel* **144**, 237–243. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016236114012538>.

Yang, D., Deng, L., Zheng, D., Wang, L. & Liu, Y. (2016). Separation of swine wastewater into different concentration fractions and its contribution to combined anaerobic–aerobic process. *Journal of Environmental Management* **168**, 87–93.

Yang, P., Peng, Y., Tan, H., Liu, H., Wu, D., Wang, X., Li, L. & Peng, X. (2021). Foaming mechanisms and control strategies during the anaerobic digestion of organic waste: A critical review. *Science of The Total Environment* **779**, 146531. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969721015990>.

Yang, Y., Huang, W. & Huang, W. (2019). Antibiotic Inhibition on Anaerobic Digestion of Animal Manure and Controlling Strategies: A Short Review. *CLEAN - Soil, Air, Water* **47**, 1700653. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/clen.201700653>.

Yang, Z., Wang, W., He, Y., Zhang, R. & Liu, G. (2018). Effect of ammonia on methane production, methanogenesis pathway, microbial community and reactor performance under mesophilic and thermophilic conditions. *Renewable Energy* **125**, 915–925. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960148118303380>.

Ye, J., Li, D., Sun, Y., Wang, G., Yuan, Z., Zhen, F. & Wang, Y. (2013). Improved biogas production from rice straw by co-digestion with kitchen waste and pig manure. *Waste Management* **33**, 2653–2658. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X13002444>.

Yenigün, O. & Demirel, B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry* **48**, 901–911. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1359511313001657>.

Yin, F., Dong, H., Zhang, W., Zhu, Z. & Shang, B. (2018). Antibiotic degradation and microbial community structures during acidification and methanogenesis of swine manure

containing chlortetracycline or oxytetracycline. *Bioresource Technology* **250**, 247–255. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852417319788>.

Yu, Z. & Schanbacher, F.L. (2010). Production of Methane Biogas as Fuel Through Anaerobic Digestion. *Sustainable Biotechnology* (pp. 105–127). Dordrecht: Springer Netherlands.

Zhang, W., Lang, Q., Wu, S., Li, W., Bah, H. & Dong, R. (2014). Anaerobic digestion characteristics of pig manures depending on various growth stages and initial substrate concentrations in a scaled pig farm in Southern China. *Bioresource Technology* **156**, 63–69. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852414000285>.

Zhang, Z. & Ji, J. (2015). Waste Pig Carcasses as a Renewable Resource for Production of Biofuels. *Acs Sustainable Chemistry & Engineering* **3**, 204–209.

Zhong, Y., Huang, Z. & Wu, L. (2017a). Identifying critical factors influencing the safety and quality related behaviors of pig farmers in China. *Food Control* **73**, 1532–1540.

Zhong, Y., Huang, Z. & Wu, L. (2017b). Identifying critical factors influencing the safety and quality related behaviors of pig farmers in China. *Food Control* **73**, 1532–1540. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956713516306302>.

Zhou, J., Zhang, R., Liu, F., Yong, X., Wu, X., Zheng, T., Jiang, M. & Jia, H. (2016). Biogas production and microbial community shift through neutral pH control during the anaerobic digestion of pig manure. *Bioresource Technology* **217**, 44–49.