

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTU SENSU* EM ENGENHARIA AGRÍCOLA:
RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL

CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO DE FLOTADOR DO ABATE DE FRANGOS E
CALDO DE CANA-DE-AÇÚCAR

JUAN CAMILO PIRES SALCEDO RESTREPO

CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL

FEVEREIRO DE 2019

JUAN CAMILO PIRES SALCEDO RESTREPO

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO DE FLOTADOR DO ABATE DE FRANGOS E
CALDO DE CANA-DE-AÇÚCAR**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), em cumprimento aos requisitos exigidos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa

**CASCADEL – PARANÁ – BRASIL
FEVEREIRO DE 2019**

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

Restrepo, Juan Camilo Pires Salcedo
CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO DE FLOTADOR DO ABATE DE FRANGOS E CALDO DE CANA-DE-AÇÚCAR : - / Juan Camilo Pires Salcedo Restrepo; orientador(a), Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa, 2019.
64 f.

Dissertação (mestrado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2019.

1. avicultura. 2. residuo agroindustrial. 3. biogás. 4. biofertilizante. I. Sarolli Silva de Mendonça Costa, Mônica. II. Título.

JUAN CAMILO PIRES SALCEDO RESTREPO

Codigestão anaeróbia de lodo de flotador do abate de frangos e caldo de cana de açúcar

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



Orientador(a) - Monica Sacolli Silva de Mendonça Costa

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



Jorge de Lucas Júnior

Universidade Estadual Paulista (UNESP)



Simone Damasceno Gomes

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

Cascavel, 19 de fevereiro de 2019.

BIOGRAFIA

JUAN CAMILO PIRES SALCEDO RESTREPO, Nascido em Araraquara – SP, em 12 de outubro de 1992. Possui graduação em Engenharia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Francisco Beltrão – PR (2016). Estagiou na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA – Suínos e Aves), desenvolvendo pesquisas e projetos voltados ao tratamento de resíduos animais e de efluentes suínos com enfoque na codigestão anaeróbia de carcaças e dejetos suínos. Realizou sua pesquisa de mestrado como bolsista CNPQ no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, Paraná, vinculado à área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, atuando na linha de pesquisa de Saneamento Ambiental.

Let's suppose that you were able every night to dream any dream you wanted to dream, and you would naturally as you began on this adventure of dreams, you would fulfill all your wishes. You would have every kind of pleasure, you see, and after several nights, you would say: 'well that was pretty great!' But now let's have a surprise, let's have a dream which isn't under control. Well, something is going to happen to me that I don't know what it's gonna be. Then you would get more and more adventurous, and you would make further and further out gambles as to what you would dream, and finally you would dream where you are now.

Alan Wilson Watts

No one can pass through life, any more than he can pass through a bit of country, without leaving tracks behind, and those tracks may often be helpful to those coming after him in finding their way.

Robert Stephenson Smyth Baden-Powell

Deixe o mundo um pouco melhor do que o encontrou.

Robert Stephenson Smyth Baden-Powell

À dádiva que me foi concedida, minha família: Dulce Pires de Restrepo (Mãe) e Francisco José Salcedo Restrepo (Pai),

Ao maior cientista que tive o prazer e ínfima honra de conhecer: Rubens Gomes Pires (Avô),

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Dulce Pires de Restrepo e Francisco José Salcedo Restrepo e, em especial a meus falecidos avós Rubens Gomes Pires e Catarina Bernardo Pires, e a toda minha família, pelo carinho, amor, incentivo e apoio incondicional recebido durante toda a vida.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), *campus* Cascavel, e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI), pela estrutura (Física/Pessoal), essencial para o desenvolvimento dos estudos e pesquisas por mim realizadas;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudos concedida durante todo o mestrado;

À minha professora e orientadora Dr^a. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa, um exemplo de persona tanto em âmbito profissional quanto pessoal. Seu conhecimento técnico-científico e vivências me guiaram no caminho do saber, sempre focada a transmitir a ciência verossímil e de qualidade a seus orientados e à sociedade;

Ao professor e mentor Dr. Jorge de Lucas Júnior, pela idealização da respectiva pesquisa e pelas fundamentais contribuições para minha dissertação;

À professora Dr^a Simone Damasceno Gomes, pelo grande conhecimento transmitido, sempre presente e disposta a auxiliar o próximo;

À equipe do Laboratório de Análise de Resíduos Agroindustriais (LARA), pela amizade, convívio, auxílio e troca de conhecimento tanto técnico-científico quanto de vivência, que foram indispensáveis para o desenvolvimento desta pesquisa;

Aos professores e amigos (técnicos/servidores) do PGEAGRI que, de alguma forma, contribuíram para o desenvolvimento de minha dissertação.

A todos os professores (Gigantes) que fizeram parte de minha formação até o presente momento, por transmitirem o conhecimento/ciência e a ética de forma ilustre e inspiradora;

Aos amigos que sempre fizeram parte de minha formação, apoiando, incentivando e que, com certeza, continuarão presentes em minha jornada!

CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO DE FLOTADOR DO ABATE DE FRANGOS E CALDO DE CANA-DE-AÇÚCAR

RESUMO

Na região Sul do Brasil, mais especificamente no Oeste do Paraná se concentram os maiores polos de produção da carne de frango do país. Dentre os resíduos provenientes da avicultura de corte, o lodo de flotador (LF) se destaca pela quantidade e complexidade técnica do tratamento e estabilização. A digestão anaeróbia é considerada uma tecnologia alternativa sustentável de tratamento de resíduos orgânicos, com capacidade de recuperar energética e agronomicamente os substratos processados. Os elevados teores de lipídeos e proteínas atribuem ao LF uma baixa relação C/N, que por sua vez podem levar a inibições por diversos fatores durante o processo de digestão anaeróbia, interferindo diretamente na produção de biogás e na eficiência da estabilização do substrato. Visando compensar a deficiência em carbono, sugere-se a inserção da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*, L.) no processo de digestão. O caldo da cana-de-açúcar (CCA) é rico em sacarose, uma fonte carbonácea lábil que, durante processos fermentativos, sofre rápida hidrólise, por sua elevada biodisponibilidade. No presente trabalho, objetivou-se estudar o processo de codigestão anaeróbia do LF do abate de frangos de corte e as quantidades volumétricas crescentes de caldo de cana-de-açúcar (entre os tratamentos), com o intuito de complementar os afluentes com uma fonte de carbono lábil e solúvel. Avaliou-se ainda a influência de parâmetros inibitórios que pudessem desestabilizar ou colapsar o processo de digestão anaeróbia, influenciando diretamente a eficiência da recuperação energética e agrônômica do substrato. O ensaio semicontínuo foi realizado em reatores tubulares de 60 L de volume de trabalho, dispostos paralela e horizontalmente, conduzidos em temperatura mesofílica constante, tempo de retenção hidráulica de 25 dias e uma alimentação diária (2,4 L total) contendo 4,5% de sólidos totais (ST) de LF (para todos os tratamentos – monodigestão, 1% CCA, 2% CCA, 4% CCA e 6% CCA), sendo parte da alimentação (60%) constituída pelo reciclo do dia anterior. Observou-se entre os tratamentos que, apesar das elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal ($\approx 950 - 1300 \text{ mg L}^{-1}$) e amônia livre ($\approx 165 - 215 \text{ mg L}^{-1}$), não houve uma relação direta de inibição na produção de biogás e metano. Por mais que os elevados valores de acidez volátil ($\approx 6 - 6,95 \text{ g L}^{-1}$) tenham consumido a alcalinidade dos tratamentos 4 e 6% CCA e influído significativamente em seus pH's, não houve fenômeno inibitório relacionado à acidificação do meio reacional. O tratamento que recebeu 2% CCA exibiu os maiores valores de produção ($0,094 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$), produtividade de metano ($0,94 \text{ m}^3 \text{ N CH}_4 / \text{m}^3 \text{ reator dia}$) e rendimento ($0,58 \text{ m}^3 \text{ N CH}_4 / \text{Kg SV}_{\text{adc.}}$), quando comparado aos demais, assim como sua recuperação de nutrientes também correspondeu às maiores áreas cultiváveis de *Saccharum officinarum*, L. com o biofertilizante produzido ($11,46 \text{ ha} - 80 \text{ Kg N ha}^{-1}$). Concluiu-se, por fim, que a codigestão sob estudo é uma alternativa possível para o tratamento, conjuntamente à recuperação energética e agrônômica do LF.

Palavras-chave: avicultura, resíduo agroindustrial, biogás, biofertilizante, *Saccharum officinarum* L.

ANAEROBIC CO-DIGESTION OF FLOATING SLUDGE FROM POULTRY SLAUGHTERHOUSE AND SUGARCANE JUICE

ABSTRACT

The Southern region of Brazil, more specifically in the West of Paraná, the largest poles of chicken meat production in the country are located. Among poultry slaughterhouse waste, floating sludge (FS) stands out due to the quantity and technical complexity of its treatment and stabilization. Anaerobic digestion is considered a sustainable alternative technology for the treatment of organic residues, with the ability to recover the substrates processed energetically and agronomically. The high levels of lipids and proteins attribute to the FS a low C/N ratio, which can lead to inhibitions by several factors during the anaerobic digestion process, interfering with the biogas production and the efficiency of the digestate stabilization. In order to compensate for the deficiency in carbon, the insertion of sugarcane juice (SCJ) (*Saccharum officinarum*, L.) in the digestion process is suggested. The SCJ is rich in sucrose, a labile carbonaceous source that during fermentative processes undergoes rapid hydrolysis due to its high bioavailability. The present work aimed to study the process of anaerobic codigestion of the FS together with the increasing volumetric quantities of SCJ (among treatments) in order to complement the digestates with a source of carbon which was labile and soluble. The influence of inhibitory parameters that could destabilize or collapse the anaerobic digestion process was also evaluated, directly influencing the energy recovery and agronomic recovery of the substrate. The semi-continuous assay consisted of tubular reactors of 60 L working volume, arranged parallel and horizontally, conducted at constant mesophilic temperature, hydraulic retention time of 25 days and daily feed (2.4 L total) containing 4.5% of total solids (TS) of FS (for all treatments monodigestion, 1, 2, 4, and 6% SCJ), being part of the load (60%) constituted by the recycle from the previous day. It was observed that, despite the high concentrations of ammoniacal nitrogen ($\approx 950 - 1300 \text{ mg L}^{-1}$) and free ammonia ($\approx 165 - 215 \text{ mg L}^{-1}$), there was no direct inhibition relationship in biogas and methane yield. Although the high values of volatile acidity ($\approx 6 - 6.95 \text{ g L}^{-1}$) had consumed the alkalinity of the 4 and 6% SCJ treatments and significantly influenced their pH, there was no inhibitory phenomenon related to the acidification of the digestate. The treatment that received 2% SCJ showed the highest production values ($0.094 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$), productivity ($0.94 \text{ m}^3 \text{ N CH}_4 / \text{m}^3 \text{ reactor day}$) and yield ($0.58 \text{ m}^3 \text{ N CH}_4 / \text{kg VS}_{\text{adc}}$) when compared to the others, as well as its nutrient recovery also corresponded to the larger cultivable areas of *Saccharum officinarum*, L. with the biofertilizer produced ($11.46 \text{ ha} - 80 \text{ Kg N ha}^{-1}$). Finally, it is concluded, that the codigestion under study becomes a possible alternative of treatment to the energetic and agronomic recovery of the FS.

Keywords: aviculture, agroindustrial waste, biogas, biofertilizer, *Saccharum officinarum* L.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE FIGURAS	xiii
1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo geral	16
2.2 Objetivos específicos.....	16
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1 Resíduos agroindustriais	17
3.2 Digestão anaeróbia	21
3.2.1 Hidrólise	22
3.2.2 Acidogênese.....	23
3.2.3 Acetogênese	23
3.2.4 Metanogênese.....	24
3.2.5 Parâmetros operacionais do processo de produção do biogás.....	25
3.3 Codigestão anaeróbia	28
4 MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1 Coleta e caracterização dos substratos e inóculo	32
4.2 Ensaio semicontínuo	34
4.3 Métodos analíticos.....	37
4.4 Análises estatísticas	40
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
5.1 Potencial de biogás e metano	41
5.2 Potencial energético	42
5.3 Desempenho de remoção material orgânico	44
5.4 Efeitos sinérgicos e inibitórios do processo	46
5.5 Índice de germinação	49
5.6 Recuperação dos nutrientes e valoração agrônômica do digestato	50
6 CONCLUSÕES	53
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	54
REFERÊNCIAS	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Cenários e medidas relacionadas à relação AI/AP durante a DA	26
Tabela 2	Inibidores em processos de digestão anaeróbia	28
Tabela 3	Caracterização físico-química do lodo de flotador e do caldo de cana-de-açúcar.....	34
Tabela 4	Composição e proporções da alimentação dos reatores.....	35
Tabela 5	Características físico-químicas dos afluentes sob estudo	36
Tabela 6	Potenciais de produção de biogás e metano	41
Tabela 7	Caracterização dos afluentes e efluentes dos tratamentos	44
Tabela 8	Eficiências de remoção de sólidos totais e voláteis, carbono orgânico total, açúcares totais e lipídeos	45
Tabela 9	Valores médios das variáveis para os diferentes tratamentos.....	49
Tabela 10	Concentração de nitrogênio (NTK), fósforo (P) e potássio (K)	51
Tabela 11	Áreas de produção de <i>Saccharum officinarum</i> produzidas em função da concentração de N, P e K em 100 m ³ de biofertilizante.....	51

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Abate de frangos nos estados brasileiros.	18
Figura 2	Fluxograma do processo de abate de aves.	20
Figura 3	Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.	22
Figura 4	Lodo de flotador (matéria natural).	32
Figura 5	Frascos contendo o caldo de cana-de-açúcar.	33
Figura 6	A: Duto de saída do biofertilizante; B: Digestor lagoa coberta.	34
Figura 7	Visão superior da disposição espacial dos reatores do ensaio semicontínuo. ...	35
Figura 8	Desenho esquemático da seção transversal do reator modelo semicontínuo. ...	36
Figura 9	Efeito sinérgico no rendimento específico de metano causado pela codigestão.	46
Figura 10	Concentração de AV e AT e relação AV/AT.	47
Figura 11	Concentração de nitrogênio amoniacal e seus íons e pH dos tratamentos avaliados.	48

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da demanda pela carne de frango tem por consequência o aumento da produção da avicultura de corte, logo, são necessárias adaptações que aperfeiçoem a cadeia produtiva, visando aprimorar a sua eficiência, sustentabilidade e baixo custo.

As melhorias nos sistemas produtivos, adequando a cadeia produtiva brasileira à legislação e exigências nacionais e internacionais, possibilitaram a abertura de mercado a novas nações, como os países do Oriente Médio, ou a conglomerados econômicos, como a União Europeia.

O Brasil deteve no ano de 2017 a maior exportação (4,32 milhões de toneladas) e a segunda maior produção (13,05 milhões de toneladas) mundial de frango de corte. Parte desta produção ($\approx 67\%$) destina-se ao mercado interno (ABPA, 2018).

O aumento expressivo no setor avícola de corte implicou diretamente um aumento dos resíduos dessa produção. Caso não gerenciados de forma correta, esses resíduos podem se tornar passivos ambientais, impactando o solo, sistemas hídricos e a atmosfera. Existe ainda a possibilidade de que problemas relacionados ao saneamento da sociedade local e na cadeia produtiva do frango também sejam intensificados.

O lodo de flotador (LF) é um dos resíduos resultantes de uma das etapas do tratamento físico-químico do efluente proveniente das fases do abate de frangos (linha vermelha). Os flotadores injetam ar em difusores, produzindo microbolhas que, por meio do fluxo ascendente, são responsáveis por carrear uma fração dos sólidos contidos na água residuária até a superfície do tanque. Em seguida, um raspador mecânico remove o material flotado, conduzindo-o a um tridecanter centrífugo, responsável por separar a água, o óleo e o LF.

Esse substrato exhibe em sua composição físico-química uma elevada concentração de nitrogênio e pode ser caracterizado, de acordo com a legislação vigente, como um resíduo potencialmente poluidor e com elevado risco de contaminação biológica. Logo, seu tratamento e estabilização se tornam necessários.

A tecnologia atual empregada para o tratamento do lodo flotador é a compostagem (COSTA et al., 2017), que ainda permite atribuir ao composto final um valor agregado como insumo agrícola. Porém, devido à baixa relação C:N (≈ 7) desse resíduo (COSTA et al., 2017; DAMACENO et al., 2019), são necessárias fontes de carbono que adequem essa proporção.

No oeste do estado do Paraná, os pátios industriais de compostagem se encontram saturados de LF, pois as fontes de carbono são escassas, não se encontram disponíveis ou

ainda não acompanham a demanda de produção do resíduo. Dessa forma, buscam-se técnicas que auxiliem na redução da sobrecarga e no tratamento dos resíduos da produção de frangos.

A digestão anaeróbia (DA) surge como uma tecnologia alternativa que pode auxiliar no tratamento do lodo, pois permite não apenas a estabilização do resíduo, mas também possibilita sua recuperação energética, por meio da conversão parcial da matéria orgânica em um subproduto gasoso: o biogás. Pretende-se, também, verificar a possibilidade de utilização do digestato (biofertilizante) como insumo agrícola, reciclando e reinserindo seus nutrientes no solo.

A monodigestão do lodo é plausível e pode ser considerada uma opção de tratamento, porém, devido à característica do resíduo, existe a possibilidade de que elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal ocasionem inibições no processo (CHEN et al., 2014). Sendo assim, recomenda-se a realização de sua codigestão com uma segunda fonte de carbono, com o intuito de otimizar a produção de biogás, aumentar a estabilidade e eficiência do processo e evitar inibições no sistema derivadas do acúmulo de amônia e ácidos graxos de cadeia longa (LI et al., 2014; YUAN; ZHU, 2016; DAMACENO et al., 2019).

Considerada a cultura energética mais utilizada no Brasil, a cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*, L.) tem se tornado uma fonte de carbono viável, capaz de converter e armazenar em sua biomassa elevadas quantidades de sacarose. O caldo da cana-de-açúcar (CCA), quando inserido em bioprocessos fermentativos, é prontamente hidrolisado por sua composição líquida e lábil. Assim, infere-se que tenha uma fácil solubilização no meio e uma rápida assimilação e conversão pela microbiota atuante.

A principal utilização do caldo de cana-de-açúcar (CCA) está relacionada à produção de etanol (biocombustível), em âmbito nacional. Porém, vislumbra-se a possibilidade de que, quando inserido em pequenas proporções a reatores anaeróbios, possa aumentar a produtividade de metano proveniente da digestão do resíduo e ainda fornecer um biofertilizante estabilizado. A codigestão do lodo com o CCA, realizada neste trabalho, é considerada uma alternativa ambientalmente correta e sustentável, uma vez que objetivou atingir a melhor recuperação energética (biogás) e agrônômica (biofertilizante) com a menor inserção possível de caldo. A condução do experimento em ensaios semicontínuos objetivou avaliar a estabilidade do bioprocessos e do digestato final, com variações no volume de alimentação de CCA.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o processo de codigestão anaeróbia do lodo de flotador proveniente do abate de frangos com caldo de cana-de-açúcar, com a finalidade de mensurar o valor energético e agrônômico do biogás e do biofertilizante, assim como a eficiência e estabilidade do processo.

2.2 Objetivos específicos

I. Avaliar o desempenho da codigestão anaeróbia do lodo de flotador do abate de frangos de corte e as quantidades volumétricas crescentes de caldo de cana-de-açúcar (0, 1, 2, 4 e 6% da alimentação de entrada), em reatores de bancada operados em sistema de fluxo semicontínuo com recirculação do biofertilizante, compondo 60% do volume da carga diária, por meio de variáveis de controle e monitoramento;

II. Valorizar agronomicamente os biofertilizantes provenientes do ensaio semicontínuo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Resíduos agroindustriais

Dentre as atividades agroindustriais, a avicultura de corte se destaca como uma das mais influentes, injetando capital significativo na economia brasileira além de empregar, direta ou indiretamente, aproximadamente, 3,5 milhões de trabalhadores em plantas industriais, no comércio e no campo (MENDES, 2014). O Brasil é considerado o maior exportador e o segundo maior produtor de carne de frango, em nível internacional, até o ano de 2017 (ABPA, 2018).

Infere-se que a significativa produção na região Sul, mais especificamente no Estado do Paraná, esteja associada à disponibilidade e acessibilidade dos insumos necessários na alimentação das aves, como o milho e a soja.

Para atingir a posição atual, foi necessária uma melhora gradativa no sistema de produção (PATRICIO et al., 2012), fator que influenciou, em 2011, o maior consumo nacional per capita ($47,38 \text{ kg hab}^{-1}$) da última década. Atenta-se ainda para o fato de que o maior consumidor da carne de frango seja o próprio brasileiro, pois 69,8% da produção nacional são destinadas para suprir o mercado interno (UBABEF, 2012; ABPA, 2018).

De acordo com o relatório anual da Associação Brasileira de Proteína Animal, a produção nacional de carne de frango em 2017 foi de 13,06 milhões de toneladas. Na Figura 1 visualiza-se o percentual de abate de frango por Estado, verifica-se que a região Sul ostenta a maior porcentagem e o estado do Paraná se destaca com 34,32% dos abates. O motivo desses índices pode estar relacionado à significativa disponibilidade dos insumos utilizados na dieta das aves, como cultivares de soja e milho e às cooperativas e agroindústrias instaladas no estado (ABPA, 2018).

A fim de suprir a demanda pelo consumo da carne de frango, os sistemas de produção, tanto em campo como nas agroindústrias, necessitaram ser reajustados (HU; CHENG; TAO, 2017), visando uma maior produtividade, que conciliasse a eficiência de produção à elevada qualidade do produto ofertado. Para tanto, no contexto geral da produção brasileira, foram aplicadas, algumas medidas como adaptações tecnológicas e sustentáveis, a automação no sistema produtivo e as melhorias introduzidas na dessedentação, alimentação, bem estar e biosseguridade do animal (ABREU; ABREU, 2001; SANTOS-FILHO et al., 2011; MAZZUCO; ZANOTTO; BRUM, 2011; KRABBE; SILVA, 2015).

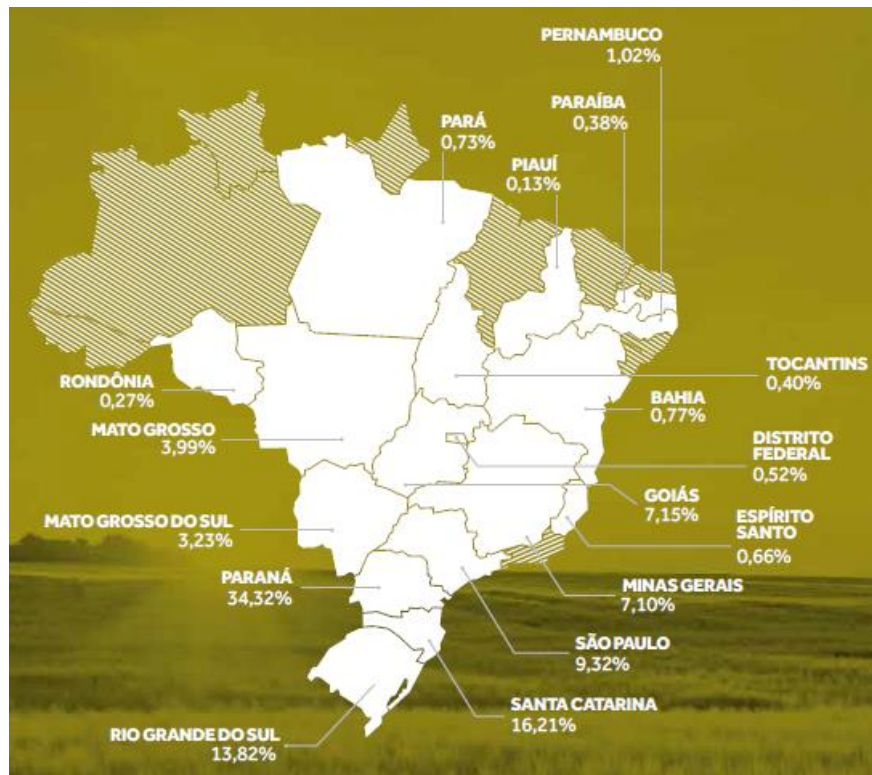


Figura 1 Abate de frangos nos estados brasileiros.

Fonte: ABPA (2018).

Diante do cenário descrito acima e devido à sua magnitude, deve-se atentar para os passivos resultantes dessas atividades. Temas como segurança sanitária, gestão de resíduos, aspectos socioeconômicos e ambientais relacionados à avicultura devem ser analisados e estudados, visando mensurar os impactos resultantes dessa atividade (HOLM-NIELSEN; AL SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009; KUNZ et al., 2011).

A gestão dos resíduos produzidos é de suma importância para que o ciclo sistêmico dessa cadeia produtiva seja fechado de forma sustentável e ambientalmente correta. Caso manejados de forma incorreta, estes resíduos podem se tornar passivos ambientais em diversas esferas do ecossistema local ou regional.

Quanto à gestão dos resíduos sólidos agroindustriais provenientes da avicultura de corte, existem algumas portarias e normativas dos órgãos reguladores, além de leis nacionais e internacionais que devem ser seguidas.

Tem-se como referência nacional fundamental a Lei nº 12.305, aprovada em 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (BRASIL, 2010). A legislação dispõe ainda sobre a corresponsabilidade de cada etapa do gerenciamento integrado de resíduos, preza pela não-geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento do resíduo sólido, bem como a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, além de propor a classificação e a caracterização dos resíduos, nos termos já tratados pela NBR 10.004/2004 (ABNT, 2004).

No Brasil, com o intuito de regularizar e prover padrões e condições para o lançamento de efluentes em corpos hídricos, o Conselho Nacional do Meio Ambiente cria uma normatização própria, pela Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), complementada pela Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011). Nessa Resolução, estabelece que os efluentes gerados devem passar por etapas de tratamento (físicas, químicas ou biológicas), até que se adequem aos padrões dispostos nessas resoluções e, por fim, sejam despejados no corpo receptor sem comprometer a qualidade das águas.

O enquadramento legal definido pela União Europeia para resíduos provenientes de agroindústrias de abate é determinado pelo Regulamento Europeu 1069/2009 - CE, (EUROPEAN COMMISSION, 2009). Os resíduos regulados consistem em carcaças ou partes animais destinadas ou não ao consumo humano e devem ser classificados por categorias: 1, 2 e 3, anteriormente à sua manipulação, processamento, tratamento ou disposição final, a fim de prevenir ou amenizar os riscos à saúde humana e animal.

As fases da cadeia produtiva de aves (incubatório, crescimento/engorda e abate) são responsáveis por produzir alguns tipos particulares de resíduos e efluentes que podem ser compostos por sangue, eviscerações, carcaças, ovos/cascas e penas, entre outros (SCHILLING et al., 2014; BLEVINS et al., 2018).

No fluxograma exibido na Figura 2, é possível observar as etapas do processo de abate das aves e os seus respectivos resíduos e efluentes.

Nota-se que, desde a etapa da sangria até o processamento da carne, tem-se por cabeça de ave abatida ($1,5 - 1,8 \text{ kg ave}^{-1}$) a produção de resíduos e efluentes compostos por miúdos ($106 \text{ g cabeça}^{-1}$), cabeça (62 g cabeça^{-1}), sangue (52 g cabeça^{-1}), penas (85 g cabeça^{-1}), água residuária (efluente) ($8,94 \text{ L cabeça}^{-1}$) e lodo ($120 \text{ g cabeça}^{-1}$) (JEON et al., 2013; ARSHAD et al., 2018).

Dentre as etapas de tratamento do efluente produzido em agroindústrias de abate de frango, o lodo (fração flotada) resultante da etapa de flotação se destaca por suas características físico-químicas. Esse resíduo é composto, principalmente, por proteínas e lipídios e, quando manejado erroneamente, pode impactar negativamente o meio ambiente, devido à sua elevada carga orgânica (AGUILAR et al., 2002).

Segundo Jeon et al. (2013), cada ave abatida é responsável por produzir uma quantidade equivalente a 120 g de lodo. Considerando que, apenas no ano de 2018, foram abatidas 4,28 bilhões de cabeças de frango (IBGE, 2018), é possível atingir um número aproximado de 513.600 toneladas de lodo. Quando direcionado apenas para o estado do Paraná, totalizam-se 1,47 bilhão de cabeças abatidas (34,32%), equivalendo a 176.268 toneladas de lodo no ano de 2018 (IBGE, 2018), tornando-se evidente a dimensão

da problemática criada nesse segmento produtivo e a necessidade do manejo adequado de seus resíduos.

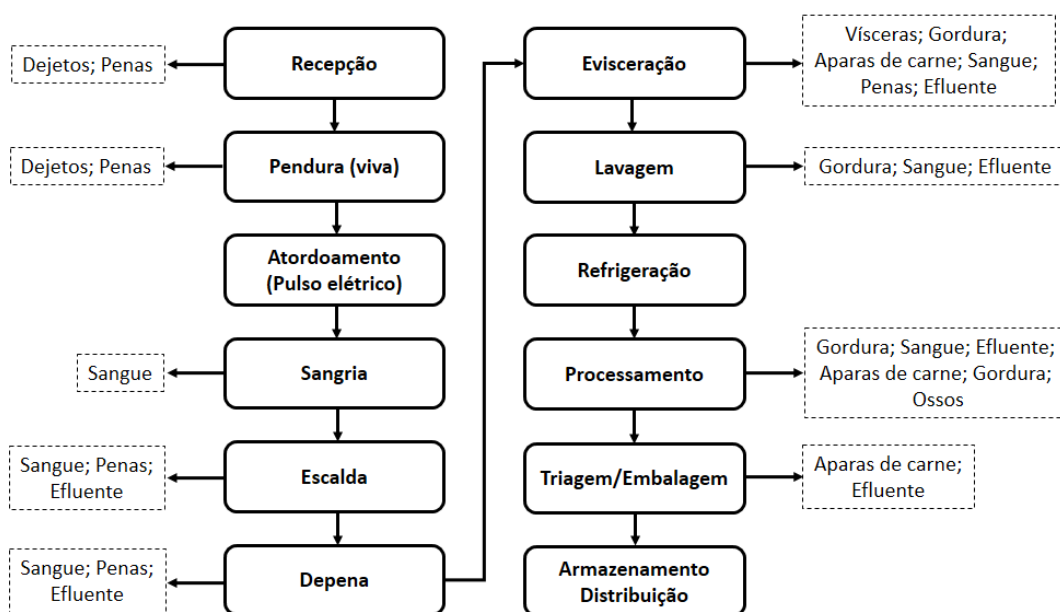


Figura 2 Fluxograma do processo de abate de aves.

Fonte: Adaptado de Jeon et al. (2013) e Arshad et al. (2018).

Notas: Contorno preenchido: etapas do processo de abate; Contorno tracejado: resíduos e efluentes provenientes do abate.

As normas e a legislação não especificam os tratamentos que devem ser utilizados para adequar os resíduos e efluentes gerados, porém a incineração, a compostagem, a vermicompostagem e a digestão anaeróbia são alguns dos processos de tratamento e estabilização mais conhecidos. A digestão anaeróbia se destaca das demais opções, pois possibilita o reaproveitamento energético por meio da geração de biogás e, após o bioprocessamento, caso o produto tenha sido manejado adequadamente, torna-se possível sua disposição em campos e lavouras como biofertilizante.

De acordo com Arshad et al. (2018), no Paquistão, caso manejados de forma adequada e direcionados para o tratamento de digestão anaeróbia, os resíduos e efluentes provenientes da avicultura poderiam alcançar uma geração de $19,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ de biogás, equivalendo a 300 MWh dia^{-1} . No Irã, segundo o trabalho de Afazeli et al. (2014), o potencial de produção de biogás, apenas na etapa de sangria, chega a $1,9 \cdot 10^9 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$.

Quando esse contexto é equiparado ao cenário brasileiro, a partir de um levantamento realizado por Novak et al. (2016), referente ao potencial energético derivado apenas do efluente de abate de frango no ano de 2013 (linha vermelha), observa-se uma produção aproximada de $1,3 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ de biogás ano^{-1} , o equivalente a $1.873,89 \text{ GWh ano}^{-1}$. Em particular

no estado do Paraná, a produção de biogás atinge um volume de $396,8 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$, totalizando, aproximadamente, $567,4 \text{ GWh ano}^{-1}$.

Por meio do panorama expresso anteriormente, é plausível inferir que o lodo do flotor que, outrora, era considerado um passivo ambiental, pode, por meio de um manejo adequado, tornar-se um ativo socioeconômico. Por conter um elevado poder calorífico, tem capacidade de gerar energia elétrica de forma renovável e sustentável, a fim de suprir às necessidades de propriedades rurais, cooperativas ou, até mesmo, de regiões metropolitanas. Por fim, após o processo de digestão anaeróbia, ainda existe a possibilidade de obtenção de um biofertilizante que pode ser disposto no solo como fonte de nutrientes para as culturas, encerrando, assim, o ciclo sistêmico de gerenciamento do resíduo em estudo.

3.2 Digestão anaeróbia

O estudo deste tema visa introduzir premissas e conceitos referentes ao processo biológico de digestão anaeróbia, a partir do qual é possível realizar a estabilização adequada dos resíduos orgânicos resultantes de atividades antrópicas. Durante e após a realização da técnica são produzidos dois insumos principais: o biogás e o biofertilizante, respectivamente. O primeiro pode ser aproveitado energeticamente na produção de energia elétrica ou calor e o segundo pode ser disposto no solo como fonte de nutrientes para as culturas e, assim, receber um valor agregado de acordo com seu potencial de fertilização.

A digestão anaeróbia consiste em um bioprocessamento resultante da atividade metabólica derivada de um complexo simbiótico de microrganismos capazes de transformar parcialmente a matéria ou substratos orgânicos em biogás e num efluente estabilizado (biofertilizante ou digestato). Suas reações bioquímicas geralmente advêm de ambientes anaeróbios ou com deficiência em oxigênio, como estações de tratamento de água e efluentes, tratamentos gastrointestinais de ruminantes, aterros sanitários, pântanos. Os substratos mais conhecidos utilizados durante a digestão anaeróbia são dejetos animais, frações orgânicas de resíduos sólidos municipais, resíduos da agricultura e da agroindústria, culturas energéticas e efluentes em geral, dentre outros (CHERNICHARO, 1997; VASCO-CORREA et al., 2018).

As rotas metabólicas hidrolítica, acidogênica, acetogênica e metanogênica (acetoclástica e hidrogenotrófica) são as fases da digestão anaeróbia em que cada qual possui um microrganismo atuante específico (ZHANG et al., 2014; KHAN et al., 2016; JHA; SCHMIDT, 2017).

Algumas variáveis como parâmetros de controle e monitoramento, manejo e condicionamento da microbiota podem auxiliar tanto na estabilidade das reações durante o

processo quanto no aumento da eficiência de conversão energética. O ambiente controlado e monitorado, com condições ideais de desenvolvimento microbiano, pode ser fornecido por meio de biodigestores de diferentes configurações (LI et al., 2018).

Em plantas digestoras dispostas em batelada, a alimentação do reator é realizada uma única vez até que se encerre o processo. Uma vez finalizado, todo o digestato tratado e estabilizado é retirado da câmara digestora e uma nova alimentação é realizada. Pode-se dizer ainda que cada tipo de resíduo e cossustrato degradado necessita de um tipo reator específico adequado às suas características físico-químicas e biológicas (JAIN et al., 2015).

Em contrapartida, digestores semicontínuos são alimentados regularmente enquanto o bioprocessamento ocorre continuamente em seu interior. Depois de realizada a alimentação, o mesmo volume de entrada é expelido na saída do digestor como efluente ou digestato estabilizado. Sua abertura só é realizada para manutenção ou limpeza (SHAH et al., 2015).

Na Figura 3, é possível evidenciar as etapas de síntese do biogás e transformação do material orgânico, assim como os seus respectivos microrganismos.

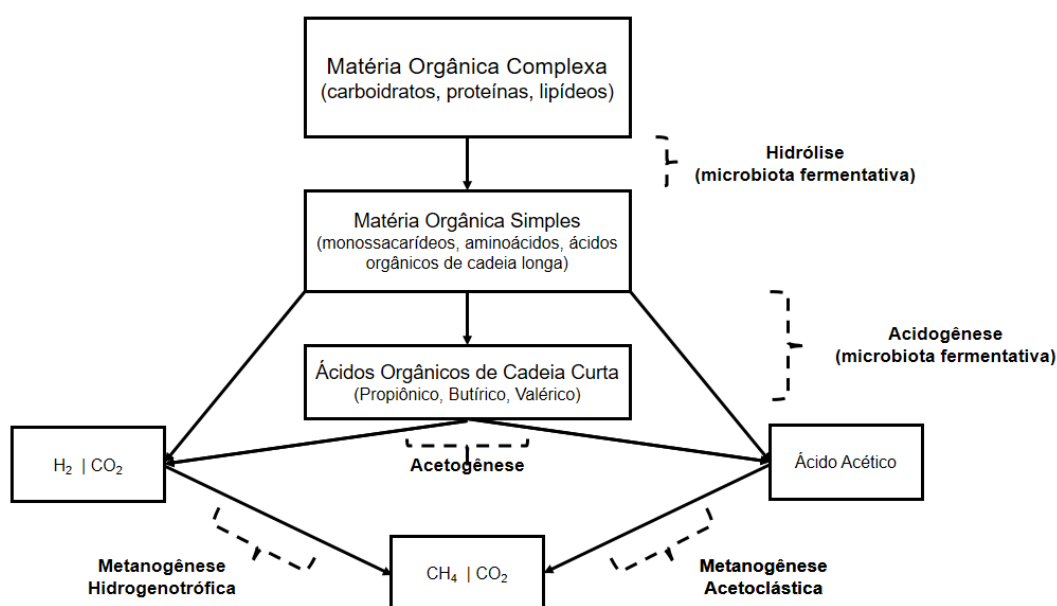


Figura 3 Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997) e Hagos et al. (2016).

3.2.1 Hidrólise

A rota metabólica hidrolítica da digestão anaeróbia é composta por bactérias fermentativas responsáveis por transformar a matéria orgânica complexa (longas cadeias carbônicas) em monômeros solúveis como glicose, aminoácidos e ácidos graxos de cadeia curta. A quebra destes polímeros complexos é facilitada por meio da secreção de enzimas

extracelulares (lipases, proteases, celulasas e amilases) (HASSAN; NELSON, 2012; SUÁREZ-IGLESIAS et al., 2017).

Durante essa etapa, existe a produção de componentes tamponantes como a amônia, resultantes da hidrólise de compostos (em sua maioria) proteicos, que atribuem ao digestato maior estabilidade e resiliência aos processos subsequentes (WILSON; NOVAK, 2009). Ainda vale ressaltar que as enzimas hidrolíticas excretadas são primeiramente adsorvidas na superfície dos substratos orgânicos, interferindo diretamente em sua taxa de degradação (ZHANG et al., 2014).

3.2.2 Acidogênese

Os microrganismos acidogênicos (Gênero: *Aspergillus*, *Saccaromyces* e *Clostridium*) são responsáveis por agregar em suas células os monômeros solúveis, produtos da hidrólise, e convertê-los em compostos orgânicos simples, ácidos graxos de cadeia curta, álcoois e compostos minerais. As reações de catálise enzimática oxidam o material orgânico (previamente degradado) resultando em moléculas de piruvato. Em seguida, sub-rotas metabólicas darão origem a uma gama de subprodutos como os ácidos propiônico, butírico, acético, láctico, valérico, o dióxido de carbono (CO_2), sulfeto de hidrogênio (H_2S), hidrogênio (H_2), da mesma forma que possibilitarão a formação de novas células microbianas (LENG et al., 2018; ZHOU et al., 2018).

Segundo Gu, Liu e Wong (2018), os ácidos orgânicos formados ao longo da etapa fermentativa podem influenciar negativamente o processo metanogênico. Uma vez que acumulados no digestato, possuem uma elevada capacidade de acidificação do sistema, ou seja, podem consumir a alcalinidade do meio e ainda são formados em uma velocidade superior, quando comparado aos demais subprodutos tamponantes.

3.2.3 Acetogênese

Nesta etapa, os ácidos orgânicos e demais produtos da acidogênese são convertidos em acetato (CH_3COO^-), hidrogênio (H_2) e gás carbônico (CO_2). Esses compostos serão utilizados pelos microrganismos metanogênicos para a obtenção de metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2). As acetogênicas sintrópicas mais comumente encontradas nesta rota metabólica são do gênero *Pelotomaculum*, *Smithlilla* e *Syntrophobacter*, sua presença é de suma importância para a rápida conversão do propionato (um dos principais AGV da rota

metanogênica) com a finalidade de manter um pH próximo à neutralidade (VENKITESHWARAN et al., 2015; WANG et al., 2018).

Essa fase é considerada delicada, pois depende de variáveis como temperatura e pressão parcial de H_2 , para ocorrer em condições favoráveis. Sob condições normais, a acidogênese é considerada termodinamicamente não favorável e caso seja isolada e não ocorra em simbiose com a etapa metanogênica, é possível que ocorra um acúmulo substancial de hidrogênio a ponto de colapsar o sistema (VENKITESHWARAN et al., 2015).

3.2.4 Metanogênese

Por fim, na última etapa da digestão anaeróbia, evidenciam-se organismos denominados arqueas, responsáveis pela produção do metano. Nessa rota, o acetato, o H_2 , o CO_2 e alguns tipos de compostos alcoólicos (metil) são convertidos em CH_4 e CO_2 (VENKITESHWARAN et al., 2015).

O processo de geração do biogás pode ocorrer por diferentes vias. Na metanogênese acetotrófica, o ácido acético é reduzido e os produtos resultantes são metano e gás carbônico. Durante a metanogênese hidrogenotrófica, são produzidos metano e água, por meio da redução do gás carbônico combinado ao hidrogênio. As metanogênicas metílicas são capazes de converter alguns grupos metílicos em CH_4 e CO_2 (CONRAD, 2007; LIU; WHITMAN, 2008; VENKITESHWARAN et al., 2015).

Para fins de melhor entendimento e visualização, seguem as reações (Equações 1, 2 e 3):

Metanogênese acetotrófica:



Metanogênese hidrogenotrófica:



Metanogênese metílica



3.2.5 Parâmetros operacionais do processo de produção do biogás

Para que o processo de biodigestão ocorra sem interferências, é necessário que alguns fatores sejam considerados, pois o complexo microbiano envolvido necessita ser acondicionado de forma que suas necessidades metabólicas sejam atendidas. É possível que surjam problemáticas operacionais ou variáveis independentes que levem à inibição ou colapso do sistema. Estas interferências podem influir na qualidade e quantidade do biogás e/ou biofertilizante (digestato) produzidos na estabilidade e velocidade do processo.

Dessa forma, alguns parâmetros essenciais como pH, temperatura, relação C/N, carga orgânica volumétrica (COV), tempo de retenção hidráulica (TRH), ácidos graxos (orgânicos) voláteis (AGV), amônia (NH_3), alcalinidade, ácidos graxos de cadeia longa e elementos metálicos devem ser controlados e monitorados, a fim de estabilizar ou otimizar a digestão anaeróbia (ZHANG et al., 2014; JAIN et al., 2015; MAO et al., 2015).

3.2.5.1 pH

O potencial hidrogeniônico (pH) influencia diretamente as atividades metabólicas dos organismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia, pois, cada espécie possui uma faixa de pH ótimo. As arqueas metanogênicas, por exemplo, são sensíveis a variações bruscas, enquadrando-se num valor entre 6,5 e 7,2 (BOE, 2006). Em contrapartida, a comunidade microbiana é mais tolerante, podendo se desenvolver em pH's de 4,0 e 8,5. Quando próximos de valores baixos, a tendência de produzir uma elevada quantidade de ácido acético e butírico é maior em valores próximos da neutralidade ou levemente alcalinos, encontra-se uma maior síntese de ácido acético e propiônico e, em valores acima de 8, evidencia-se a volatilização e o aumento da concentração de amônia livre, componente considerado tóxico por sua permeabilidade em membranas celulares (MAO et al., 2015).

A produção de ácidos voláteis é responsável por favorecer os microrganismos hidrolíticos, deixando o meio de cultivo mais ácido, porém, compensa-se a acidez na etapa de metanogênese durante a formação de amônia e bicarbonato, tendendo a neutralização do digestato elevando seu pH. Por esse motivo, outro parâmetro que deve ser monitorado é a capacidade de tamponamento do digestor, representada pela relação entre ácidos voláteis e a alcalinidade, denominada de AI/AP (DROSG, 2013; JIANG et al., 2013).

3.2.5.2 Alcalinidade

A capacidade de tamponamento ou alcalinidade é um parâmetro indicativo de acumulação de ácidos orgânicos voláteis (AOV) mais eficiente que o pH, pois esse aumento de concentração, primeiro consome a alcalinidade e, posteriormente, influi na mudança do potencial hidrogeniônico (BOE, 2006). Pode-se aferir tanto a alcalinidade total (AT) quanto a alcalinidade parcial (AP) de uma determinada amostra, por meio de metodologias que envolvem titulações específicas, de acordo com o ensaio e substrato analisado. O nitrogênio amoniacal é considerado uma importante fonte de nutriente, necessária para o desenvolvimento fisiológico da microbiota anaeróbia e ainda fornecendo AP ao sistema. O monitoramento da concentração de nitrogênio amoniacal torna-se importante e necessário, mantendo o bioprocesso equilibrado e eficiente e, caso não controlado, em elevadas concentrações pode se tornar um fator de inibição (LI et al., 2014; YUAN; ZHU, 2016).

A análise dos ácidos produzidos durante os ensaios é dada por meio da relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP), uma vez que a AP infere na medida indireta da acumulação de AGV's (BJÖRNSSON et al., 2001). Na Tabela 1, evidenciam-se as situações e as ações corretivas durante testes de digestão anaeróbia aplicados a resíduos alimentícios e agrícolas.

Tabela 1 Cenários e medidas relacionadas à relação AI/AP durante a DA

Relação AI/ AP	Situações	Ações corretivas
> 0,6	Adição de elevadas cargas de substrato	Cessar adição de substrato
0,5 – 0,6	Entrada excessiva de substrato	Adicionar menos substrato
0,4 – 0,5	Saturação do reator	Monitorar cuidadosamente o reator
0,3 – 0,4	Máxima produção de biogás	Manter a mesma constância de entrada de substrato.
0,2 – 0,3	Insuficiência de substrato	Aumentar lentamente a entrada de substrato
< 0,2	Alimentação muito escassa do substrato	Aumentar rapidamente a entrada de substrato

Fonte: Adaptado de Mézes et al. (2011).

3.2.5.3 Temperatura

A temperatura tem a capacidade de influenciar tanto as propriedades físico-químicas de um determinado substrato anaeróbio quanto a velocidade de crescimento do complexo microbiano e seus metabolismos. O aumento da temperatura pode influir diretamente no aumento das taxas metabólicas, elevadas taxas de crescimento específico, maiores taxas de inativação/eliminação de patógenos, assim como maior produção de biogás (EL-MASHAD et al., 2004; ZHANG et al., 2014).

O processo de anaerobiose pode ocorrer em duas principais faixas de temperatura: a mesofílica e a termofílica. Os organismos mesofílicos realizam o processo de fermentação em valores de 36 a 43 (média de 35 °C), enquanto os termofílicos atingem temperaturas que variam de 50 a 65 (média de 55 °C). Esse parâmetro pode ser um fator limitante para a dissociação da amônia (regimes termofílicos), tornando-se cada vez mais concentrada no meio, deixando-o tóxico a organismos mais sensíveis, como as arqueas, afetadas tanto pela elevada temperatura quanto pela toxicidade da amônia livre (DROSG, 2013; JAIN et al., 2015).

3.2.5.4 Ácidos orgânicos voláteis

Dentre os ácidos graxos voláteis (AGV's ou ácidos orgânicos voláteis (AOV's)) atuantes na digestão anaeróbia (DA), destacam-se o ácido acético, propiônico, butírico e o valérico.

A produção de AGV's, durante o processo, influencia diretamente a cinética das reações realizadas entre os produtores e consumidores dos ácidos presentes no meio, uma vez que elevadas cargas orgânicas volumétricas podem aumentar a síntese e, conseqüentemente, a concentração de AGV's. Altas concentrações de AGV's consumiriam a alcalinidade e ainda reduziriam o pH do meio e, possivelmente, comprometeriam o processo de digestão anaeróbia (ZHANG et al., 2013).

3.2.5.5 Relação C/N

A relação C/N reflete diretamente na quantificação de nutriente do composto que será tratado. Uma relação ideal para o processo de DA se encontra na faixa de 20 a 35. Relações altas implicam uma baixa concentração de amônia e nitrogênio amoniacal total, podendo evitar problemáticas relacionadas a inibições provindas de elevadas concentrações de amônia livre. Por outro lado, a insuficiência de nitrogênio no sistema pode dificultar na assimilação da biomassa celular, além de resultar em uma baixa produção de biogás (WANG et al., 2012; JAIN et al., 2015; MAO et al., 2015).

Vale ressaltar que cada tipo de substrato apresentará uma relação C/N ideal diferente. Uma solução para que a relação C/N seja ajustada e atinja uma estabilidade durante o processo é realizar a codigestão anaeróbia, ou seja, inserir um substrato que compense o déficit de carbono ou de nitrogênio (ZHANG et al., 2013)

3.2.5.6 Fatores inibitórios

Existem diversos fatores que podem interferir na produção de biogás ou ainda na estabilidade do sistema em estudo. Algumas substâncias podem diminuir ou retardar a DA, tanto em baixas quanto em elevadas concentrações. Ao atingir a saturação do sistema com esses compostos, o nível de toxicidade pode ocasionar a interrupção do procedimento. Deve-se ainda evitar a sobrecarga orgânica do biodigestor com o substrato, uma vez que este pode ser composto de solventes, antibióticos, enzimas, herbicidas, sais, metais pesados e demais substâncias capazes de influenciar o metabolismo da biota microbiana (FRIEHE; WEILAND; SCHATTAUER, 2010).

Na Tabela 2, são apresentados alguns dos principais inibidores durante a DA e suas concentrações limites de toxicidade.

Tabela 2 Inibidores em processos de digestão anaeróbia

Inibidor	Concentração de inibição	Observação
Oxigênio	>0,1 mg/l	Inibição das arqueas metanogênicas anaeróbias obrigatórias.
Sulfeto de hidrogênio	>50 mg/l H ₂ S	Quanto menor o pH, maior o efeito inibitório.
Ácidos orgânicos voláteis	>2.000 mg/l HAc (pH=7,0)	Quanto menor o pH, maior o efeito inibitório. Alta adaptabilidade das Bactérias.
Nitrogênio amoniacal	>3.500 mg/l NH ₄ ⁺ (pH=7,0)	Quanto maiores o pH e a temperatura, maior o efeito inibitório. Alta adaptabilidade das bactérias.
Metais pesados	Cu>50 mg/l Zn>150 mg/l Cr>100 mg/l	Só metais dissolvidos apresentam efeito inibidor. Descontaminação pela precipitação de sulfeto.
Desinfetantes e antibióticos	N. E.	Efeito inibitório varia com o composto.

Fonte: Adaptado de Friehe, Weiland e Schattauer (2010).

3.3 Codigestão anaeróbia

A dificuldade na estabilidade do processo de monodigestão anaeróbia do lodo proveniente de flotador está relacionada com sua composição (proteínas e lipídios) e com a quantidade de sólidos (SALMINEN; RINTALA, 2002). A elevada produção de nitrogênio amoniacal e de ácidos graxos de cadeia longa, derivados da degradação da proteína e dos lipídeos, pode causar inibição do sistema.

Para que a DA seja mais eficiente ou otimizada, sugerem-se algumas estratégias técnicas como pré-tratamentos físico-químicos e biológicos do resíduo, manejo adequado do inóculo, estudo de diferentes configurações de reatores, manipulação das variáveis de controle do sistema ou realizar a DA baseada em misturas de dois ou mais substratos (codigestão) (MAO et al., 2015; KHAN et al., 2016).

Os substratos, geralmente são escolhidos de forma que suas características se complementem sinergicamente. Por exemplo, as escolhas podem ser feitas a fim de: regular a proporção da carga orgânica volumétrica ou da relação C/N; diluir compostos potencialmente tóxicos; ajustar o teor de umidade do digestato; regular o pH e a capacidade tamponante da mistura; aumentar o conteúdo de matéria biodegradável; melhorar a adaptabilidade da microbiota envolvida. Essas decisões podem otimizar a produção de metano e estabilizar o digestato em estudo (MATA-ALVAREZ et al., 2014; PELLERA; GIDARAKOS, 2017).

Cestonaro et al. (2015) realizaram mono e co-digestão de cama de ovinos com dejetos bovinos (DB) em testes batelada de bancada, nas proporções de 0:100 (DB100), 25:75 (DB75), 50:50 (DB50), 75:25 (DB25) e 100:0 (DB0). As misturas $\geq 25\%$ de dejetos bovinos (DB100, DB75, DB50 e DB25) exibiram as maiores produções de biogás de acordo com os SV_{adc} , quando comparadas à monodigestão, com apenas a cama de ovinos (DB0).

O trabalho de Moukazis, Peller e Gidakos (2018), referente à codigestão de compostos que apresentavam elevada concentração de nitrogênio com diferentes fontes carbonáceas e lipídicas provindas de resíduos agroindustriais, revelou que, mesmo com um aumento gradativo da carga orgânica volumétrica (COV) de 0,2 g SV/L.d (0,2 – 0,8) o processo, além de se mostrar estável aumentou a produção de metano. A COV de 0,8 gSV/L.d atingiu a produção máxima de 727 mLCH₄/g SV_{adc}.

O resíduo sob estudo (lodo de flotador) proveniente de agroindústrias da avicultura de corte, possui uma composição rica em lipídeos e proteínas e caso sua digestão não seja manejada e conduzida de forma correta pode causar inibições do processo, tanto em digestores configurados em batelada por inibição total da atividade metanogênica, provavelmente devido ao acúmulo de ácidos graxos de cadeia longa (PAGÉS-DÍAZ et al., 2014; PAGÉS-DÍAZ et al., 2017) quanto em reatores semicontínuos, possivelmente, relacionada ao acúmulo de ácido propiônico e amônia (ALVAREZ; LIDÉN, 2008; PAGÉS-DÍAZ et al., 2015).

Por outro lado, os autores, nos mesmos trabalhos citados acima, apontam que seu resíduo problema (resíduo sólido de abate bovino - RSAB), quando codigerido com dejetos (D), diferentes culturas agrícolas (DCA) e fração orgânica de resíduo sólido municipal (FORSM) exibiram um processo sinérgico e estável. As misturas (RSAB+D e RSAB+DCA+FORSM) inseridas em reatores semicontínuos apresentaram uma produção sinérgica de metano,

operação estável da carga volumétrica adicionada e enriquecimento (alteração) do complexo microbiano atuante (SOUSA et al., 2007).

A cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*, L.), gramínea monocotiledônea, geralmente cultivada entre os trópicos, tem a capacidade de converter e armazenar elevadas concentrações de sacarose nos entrenós de seu caule (DHA, 2004).

A cana-de-açúcar é uma das principais culturas do mundo, tendo importância econômica e social por representar uma importante fonte de mão de obra. Apesar de ser cultivada em mais de 100 países ao redor do globo, o Brasil e a Índia juntos produzem mais da metade do total da produção mundial de cana. A produção de cana-de-açúcar no Brasil registrou, na safra 2017/2018, queda de 3,6%, comparada à safra do ano anterior. Foram produzidos 633,26 milhões de toneladas, ante 657,18 milhões obtidos na produção do ano anterior. Esta redução se deve à diminuição da área usada para a produção de cana, estimada em 8,73 milhões de hectares – número 3,5% menor do que a área da safra 2016/2017 (CONAB, 2018).

O principal destino dessa cana é a cadeia produtiva de etanol anidro e açúcar. Em 2017, no estado do Paraná, foram produzidas 37.047.410 mil toneladas de cana, o que gerou um total de 1.268.948 milhões de litros de Etanol (UNICA, 2018).

O processo de extração do etanol tem um rendimento de 7 – 10%, dependendo do nível tecnológico aplicado na usina de beneficiamento da cana-de-açúcar (MENEQUETTI; MEZARROBA; GROFF, 2010). Valores encontrados na literatura apontam que, em média, uma tonelada de cana-de-açúcar processada rende 80 litros de etanol (BASTIAN-PINTO; BRANDÃO; HANN, 2009).

O etanol pode ser utilizado como duas formas de combustível: o etanol comum ou o álcool hidratado, sendo este último constituído de uma mistura de álcool e água, que necessita variar de 95,1% a 96% de graduação alcoólica segundo regulamentação (ANP, 2017).

Além do uso para fabricação do etanol, a cultura da cana-de-açúcar é de grande versatilidade, sendo utilizada desde sua forma mais simples, como ração animal, ao caldo do qual se obtêm o açúcar, a cachaça, o álcool e a rapadura, entre outros produtos. Do bagaço ainda se obtêm o papel e o adubo. Por fim, as folhas podem ser dispostas como cobertura vegetal na lavoura ou usadas diretamente como ração animal (VASCONCELOS, 2002).

A extração do caldo é um dos fatores determinantes no rendimento por tonelada do produto processado, estando diretamente relacionado com o número e tipo de unidades esmagadoras, como também o efetivo desempenho das moendas, podendo variar de 60 a 70%, dependendo do nível tecnológico empregado durante o processo. A baixa extração pode ser devida à desregulagem da moenda, da ausência de preparo e beneficiamento da cana ou então da alimentação irregular da linha de produção (SALES, 2001; NOGUEIRA; VENTURINI-FILHO, 2005).

O caldo da cana, subproduto processado, pode ser utilizado e destinado à indústria alimentícia, química, farmacêutica, usinas sucroalcooleiras e, ainda, para o setor sucroenergético (CONTRERAS et al., 2009; CHAUHAN; CHAUDHARY; SAMAR, 2011).

Considerado uma fonte rica em carbono lábil, o caldo da cana-de-açúcar pode ser inserido em biorreatores e atuar sinergicamente com demais substratos, a fim de estabilizar, regular e otimizar os bioprocessos derivados da microbiota atuante.

González, Reyes e Romero (2017) utilizaram o lodo prensado (P) (resíduo proveniente da etapa de clarificação e filtração do caldo da cana-de-açúcar) e a vinhaça (V) (efluente resultante da etapa destilação fracionada do caldo de cana-de-açúcar fermentado) como substratos destinados a um processo de codigestão anaeróbia. As misturas foram conduzidas de acordo com as seguintes proporções: para a monodigestão (V0:P100, V100:P0) e para a codigestão (V25:P75, V75:P25, V50:P50). Os maiores valores de produção de metano estavam relacionados aos tratamentos V75:P25 e V50:P50, com valores de 245 e 248 N mL CH₄ g⁻¹ DQO_{adc}, respectivamente.

Janke et al. (2017) realizaram a codigestão anaeróbia em regime semicontínuo (CSTR) de palhada de cana-de-açúcar (P) com torta de filtração (TF), ambos resíduos provenientes da indústria sucroalcooleira. A mistura exibiu a relação de 8.4 g P MN + 3.6 g TF MN com a adição de 40 mL de água com o intuito de ajustar a concentração de sólidos para 169 g L⁻¹ (processo de digestão úmida). O sistema foi alimentado com uma carga orgânica volumétrica de 2.0 gSV L⁻¹ d⁻¹ e um TRH de 58 dias. Constatou-se em seu trabalho que os ensaios tanto de mono quanto de codigestão não foram eficientes devido ao balanço inadequado de nutrientes.

Damaceno et al. (2019), trabalhando com codigestão de lodo de flotor e batata doce em reatores batelada, observaram que a proporção de 80% de lodo e 20% de batata doce apresentou os maiores rendimentos de biogás (0,731 m³ kg SV⁻¹_{adc}), dentre os demais tratamentos, incluindo-se monodigestões tanto do lodo quanto da batata-doce. Concluiu-se que na codigestão, os substratos se complementaram sinergicamente, garantindo um ambiente propício para o desenvolvimento ótimo da microbiota anaeróbia, devido ao equilíbrio dos nutrientes (HUANG et al., 2016).

4 MATERIAL E MÉTODOS

Os ensaios de mono e codigestão anaeróbia foram realizados em escala laboratorial, no Laboratório de Análises de Resíduos Agroindustriais (LARA) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Cascavel - PR).

O município de Cascavel situa-se geograficamente nas coordenadas 24° 57' 21" S de latitude e 53° 27' 19" W de longitude. O clima predominante na região do município, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é o Cfa - Clima Subtropical Mesotérmico. Os verões são quentes e as geadas pouco frequentes, com tendência de concentração de chuvas no verão a área do município não apresenta estação seca definida. A média de temperatura anual é de 20 °C e a pressão atmosférica média anual é de 936,34 hPa (IAPAR, 2018).

4.1 Coleta e caracterização dos substratos e inóculo

O substrato de entrada utilizado durante o processo de codigestão foi constituído de lodo de flotador proveniente do abate de frango de corte (LF) e caldo de cana-de-açúcar (CCA). A água foi utilizada como agente diluente objetivando-se adequar a proporção de sólidos e, por fim, parte da saída do digestor (60%) era reutilizada como recirculação. O LF (Figura 4) foi concedido pela usina de compostagem Agregare, localizada no município de Cascavel - PR. A usina recebe esse resíduo de cooperativas que realizam o abate e o processamento da carne de frango nessa região, com a finalidade de tratá-lo e destiná-lo de forma ambientalmente correta.



Figura 4 Lodo de flotador (matéria natural).

O CCA (Figura 5) foi adquirido de um único estabelecimento comercial localizado no município de Cascavel. A escolha de um único local teve por finalidade padronizar a fonte de obtenção da cana-de-açúcar, para que a mesma resultasse em um CCA com características semelhantes às coletas anteriores.



Figura 5 Frascos contendo o caldo de cana-de-açúcar.

Para o início do ensaio em alimentação semicontínua, todos os reatores foram abastecidos com efluente de um biodigestor anaeróbio de escala real (Figura 6), localizado em uma unidade de laticínios, no município de Céu Azul - PR. O reator tipo lagoa coberta é mantido em alimentação semicontínua de dejetos de vacas leiteiras, com agitação mecânica intermitente e separação de frações (sólido/líquida) anteriormente à sua inserção no biodigestor. Após sua coleta, o inóculo foi peneirado em uma malha de 3 mm, a fim de reter o material residual para que, em seguida, fosse possível preencher os reatores do respectivo ensaio.



Figura 6 A: Duto de saída do biofertilizante; B: Digestor lagoa coberta.

A caracterização dos substratos utilizados no presente estudo é apresentada na Tabela 3.

Tabela 3 Caracterização físico-química do lodo de flotador e do caldo de cana-de-açúcar

Parâmetros	Unidade	Lodo	CCA
pH	upH	6,49 ± 0,07	4,87 ± 0,04
Umidade	% (MN)	59,8 ± 0,38	78,69 ± 0,48
Sólidos Totais (ST)	% (MN)	40,19 ± 0,38	21,31 ± 0,48
Sólidos Voláteis (SV)	% ST	89,15 ± 0,17	98,00 ± 0,08
Sólidos Fixos (SF)	%ST	10,85 ± 0,17	2,00 ± 0,08
Carbono Orgânico Total	%ST	55,51 ± 0,59	54,73 ± 0,68
Nitrogênio Total Kjeldahl	%ST	7,04 ± 0,15	-
C: N	adimensional	7,88 ± 0,08	-
Lipídeos	g kgST ⁻¹	162,13 ± 30,33	-

4.2 Ensaio semicontínuo

Foram avaliadas cinco condições em regime semicontínuo de DA com porcentagens diferentes de CCA, durante o mesmo período de tempo. Cada tratamento teve duas repetições, totalizando 10 unidades experimentais dispostas (especialmente) em um delineamento inteiramente casualizado (DIC) (Figura 7).

Assumiu-se um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 25 dias para todos os tratamentos, a partir do momento que suas produções volumétricas diárias de biogás se estabilizassem, atingindo um coeficiente de variação inferior a 5%. Baseando-se no volume

do reator (60 L) e no TRH, definiu-se o volume diário de alimentação de 2,4 L, sendo que 60% de sua composição foi proveniente do reciclo da saída diária do reator.

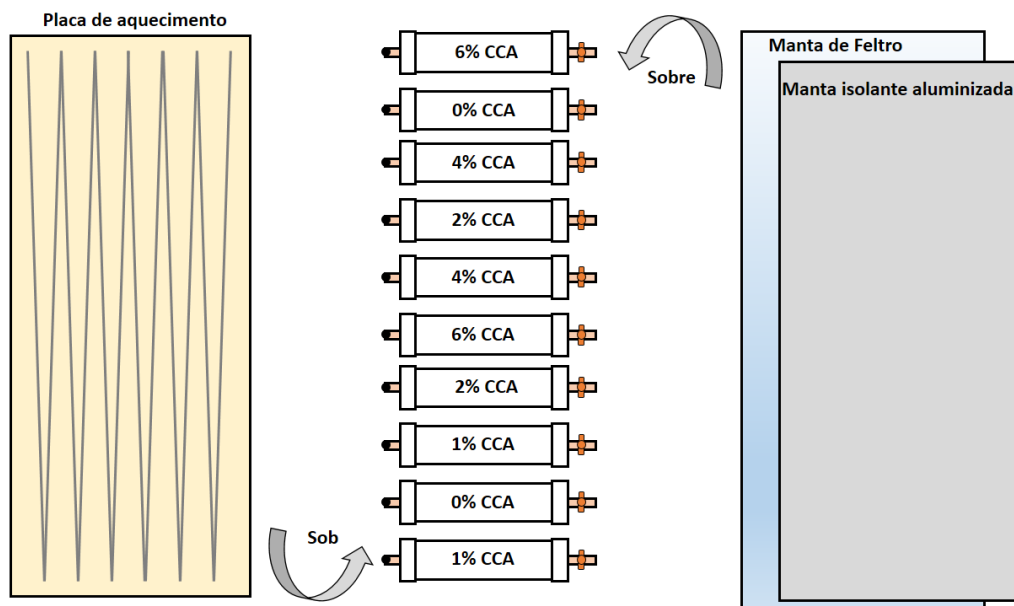


Figura 7 Visão superior da disposição espacial dos reatores do ensaio semicontínuo.

Cada tratamento recebeu uma porcentagem de CCA (0, 1, 2, 4 e 6%), referente ao volume de alimentação do reator (Tabela 4; 0% - monodigestão/ausência de CCA). Usualmente digestores lagoa coberta tendem a trabalhar com efluentes que variam de 0,5 a 3% de sua composição de ST_{adc} . (ROOS et al. 2004), porém, com o intuito de trabalhar no limite da tecnologia de tratamento, todos os reatores exibiram valores superiores ao intervalo supracitado (Tabela 5). Ainda na Tabela 5, evidenciam-se as características das alimentações dos tratamentos.

Tabela 4 Composição e proporções da alimentação dos reatores

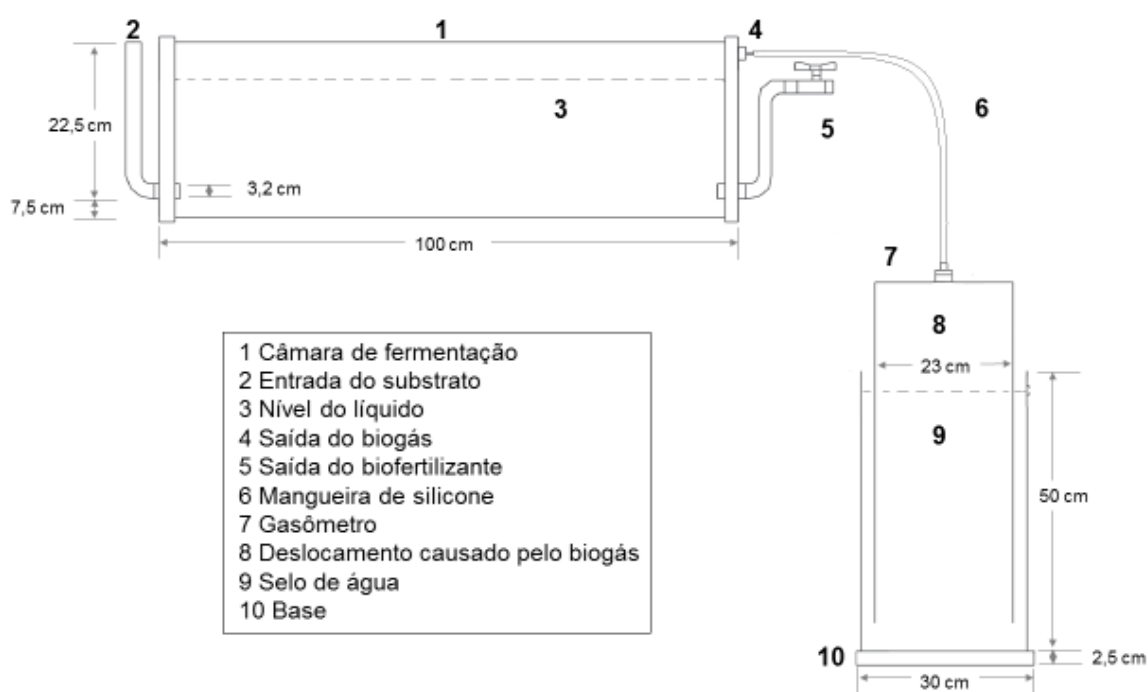
Tratamentos	Lodo (ml)*	CCA (ml)	Reciclo (ml)	Água (ml)
LF + 0% CCA	240	0	1296	864
LF + 1% CCA	240	24	1296	840
LF + 2% CCA	240	48	1296	816
LF + 4% CCA	240	96	1296	768
LF + 6% CCA	240	144	1296	720

Nota: *O volume de lodo é obtido a partir de sua densidade.

Tabela 5 Características físico-químicas dos afluentes sob estudo

Parâmetro (unidades)	Tratamentos				
	0% CCA	1% CCA	2% CCA	4% CCA	6% CCA
ST (%)	5,16 ± 0,16	5,43 ± 0,30	5,79 ± 0,12	6,17 ± 0,24	6,76 ± 0,26
SV (%)	88,59 ± 0,29	88,51 ± 0,42	88,86 ± 0,31	89,45 ± 0,19	89,92 ± 0,15
COV (kg _{SV} adic. m ³ _{reator} ⁻¹ dia ⁻¹)	1,83 ± 0,06	1,92 ± 0,10	2,06 ± 0,04	2,21 ± 0,09	2,43 ± 0,09
pH (u pH)	7,34 ± 0,02	7,30 ± 0,03	7,27 ± 0,02	7,07 ± 0,02	7,02 ± 0,04
COT (g L ⁻¹)	25,40 ± 0,84	26,68 ± 1,42	28,60 ± 0,56	30,65 ± 1,19	33,78 ± 1,26
NTK (g L ⁻¹)	1,46	1,69	1,83	1,35	1,55
C:N	5,47	5,65	5,61	7,32	7,76

Os reatores de fluxo semicontínuo e seus gasômetros foram confeccionados em tubos de PVC, seguindo modelos existentes no Laboratório de Biodigestão Anaeróbia da UNESP – FCAVJ – Departamento de Engenharia Rural, cuja ilustração esquemática é apresentada na Figura 8. O volume de trabalho da câmara digestora é de 60 L.

**Figura 8** Desenho esquemático da seção transversal do reator modelo semicontínuo.

A partir da estabilização da produção de biogás, foram coletadas amostras do gás (análises cromatográficas instantâneas – uma amostragem por semana) e do digestato (análises físico-químicas posteriores – três amostragens por semana) por um período de 25 dias (TRH).

A temperatura foi mantida constante ($35 \pm 1^\circ\text{C}$), com o auxílio de uma placa de aquecimento com resistores de níquel-cromo.

Os tratamentos foram operados por um período total de 68 dias seguidos. Os 25 primeiros dias referiram-se ao preenchimento do reator com a respectiva alimentação. Em seguida, foram necessários 18 dias até que todos os tratamentos estabilizassem suas produções volumétricas diárias ($CV < 5\%$). Por fim, somaram-se mais 25 dias, direcionados ao monitoramento e controle e à amostragem dos tratamentos.

Os gasômetros foram confeccionados por dois tubos concêntricos de PVC, sendo o externo com 300 mm de diâmetro preenchido com água e outro tubo com 230 mm de diâmetro, submerso na solução selante com a finalidade de mensurar os deslocamentos causados pelo gás produzido na câmara digestora. Na região externa do gasômetro foi fixada uma régua graduada para auxiliar na determinação dos deslocamentos. A coleta do biogás foi realizada a fim de determinar sua composição por meio de cromatografia gasosa (item 4.3). Após aferição dos deslocamentos o biogás restante foi descartado, esvaziando completamente os gasômetros.

Com o intuito de acompanhar a eficiência de estabilização/sanitização do processo, alguns parâmetros foram monitorados tanto no afluente (alimentação) quanto no efluente (digestato/biofertilizante).

4.3 Métodos analíticos

Visando avaliar o desempenho do processo de mono e codigestão anaeróbia nos reatores de fluxo semicontínuo, optou-se por analisar os seguintes parâmetros de monitoramento e controle: pH, condutividade elétrica (CE), alcalinidade (AI/AP e AV/AT), umidade, série de sólidos, carbono orgânico total, relação de carbono/nitrogênio, frações de nitrogênio, proteína bruta, lipídios, açúcares totais, ácidos orgânicos voláteis, índice de germinação (IG).

Os sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e sólidos fixos (SF) foram determinados pelos métodos gravimétricos, baseados na secagem e ignição da amostra (APHA, 2012). As leituras de pH e CE foram realizadas com um pHmêtro (TECNAL®, modelo TEC-3MP) e um condutivímetro (MS TecnoPON®, modelo mCA 150) de bancada, respectivamente. Para medir o pH da amostra sólida (LF), foram preparadas soluções aquosas de proporção 1:5 (massa:volume) e agitada por 30 min (TEDESCO et al., 1995).

A alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e acidez volátil (AV) foram determinadas pelo método titulométrico (RIPLEY; BOYLE; CONVERSE, 1986). As relações AI/AP e AV/AT foram calculadas por meio da divisão das respectivas variáveis.

O nitrogênio total Kjeldahl (NTK) foi determinado por meio da digestão das amostras com ácido sulfúrico, seguido da destilação utilizando-se o destilador de Kjeldahl e titulação com H_2SO_4 0,025 mol (APHA, 2012). A concentração de nitrogênio amoniacal também foi determinada de acordo com *Standard Methods* (APHA, 2012), sem realizar a digestão da amostra.

A concentração de amônia livre foi calculada pela Equação 4, levando-se em consideração a concentração de nitrogênio amoniacal do reator ($N-NH_4^+$, em $mg L^{-1}$), o pH do substrato do reator e a temperatura do substrato (T, em $^{\circ}C$) (ANTHONISEN et al., 1976). O amônio foi calculado a partir da subtração da amônia livre do nitrogênio amoniacal. O nitrogênio orgânico foi determinado a partir da subtração do nitrogênio amoniacal do NTK.

$$\text{Amônia livre (mg L}^{-1}\text{)} = \frac{17}{14} \cdot \frac{[N-NH_4^+] \cdot 10^{pH}}{e^{\left(\frac{6344}{273+T^{\circ}C} + 10^{pH}\right)}} \quad (4)$$

A determinação do P e K foi realizada mediante a digestão das amostras em solução nítrico-perclórica (3:1) com fonte externa de calor, seguida de diluição e filtração. O P foi detectado via absorvância no comprimento de onda 725 nm por meio do espectrofotômetro UV-VIS Hach®. O K foi quantificado em fotômetro de chama (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997).

O carbono orgânico total (COT) foi obtido dividindo-se a porcentagem de SV por 1,8 (CARMO; SILVA, 2012). A relação C/N foi calculada a partir da razão entre o COT e o NTK. A concentração de açúcares totais foi quantificada de acordo com Dubois et al. (1956). O teor de lipídios foi obtido por extração contínua em aparelho do tipo Soxhlet, aplicando-se o éter de petróleo como solvente extrator e quantificado por gravimetria (CECCHI, 1999).

As eficiências de remoção de material orgânico foram calculadas a partir das concentrações iniciais (C_i , antes da digestão anaeróbia) e finais (C_f , depois da digestão anaeróbia) de ST, SV, COV, lipídios e açúcares. (Equação 5) (JIN et al., 2016).

$$E (\%) = \left(\frac{C_i - C_f}{C_i} \right) * 100 \quad (5)$$

A correção do volume de biogás para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP - 1 atm e $0^{\circ}C$), foi efetuada por meio da combinação das leis dos gases de Boyle e Gay-Lussac (Equação 6).

$$\frac{V_0 * P_0}{T_0} = \frac{V_1 * P_1}{T_1} \quad (6)$$

em que:

V_0 - Volume de biogás corrigido, m³;

P_0 - Pressão corrigida do biogás, 10.322,72 mm de H₂O;

T_0 - Temperatura corrigida do biogás, 273,15 °K;

V_1 - Volume do gás no gasômetro;

P_1 - Pressão do biogás no instante da leitura, em mm de H₂O;

T_1 - Temperatura do biogás no instante da leitura, em °K.

A composição do biogás (H₂, CH₄ e CO₂) foi determinada por meio de um cromatógrafo de gás (modelo CG-2010, Shimadzu Scientific Instruments, Columbia, MD, EUA), equipado com um detector de condutividade térmica (GC/TCD), utilizando argônio como gás de arraste em coluna Carboxen® 1010 Plot (30 m, 0,53 mm). As temperaturas do injetor e do detector foram mantidas a 220 e 230 °C, respectivamente. A temperatura inicial da coluna foi de 130 °C e foi aquecida a 135 °C a uma taxa de 46 °C.min⁻¹ (PERNA et al., 2013). A calibração do cromatógrafo foi realizada com gás padrão de biogás contendo 2 ± 0,02% de oxigênio, 8 ± 0,1% de nitrogênio, 55 ± 1,0% de metano e 35 ± 0,7% de dióxido de carbono e gás padrão de hidrogênio.

O teor de proteína bruta (PB) foi obtido com base no NTK, conforme explicitado na Equação 7 (GALVANI; GAERTNER, 2006).

$$\text{Proteína bruta (\%)} = \text{NTK} * 6,25 \quad (7)$$

O índice de germinação (IG) foi empregado de acordo com Zucconi et al. (1981), utilizando-se de sementes de *Lepidium sativum* (agrião de jardim) para verificar o grau de fitotoxicidade ou fitoestimulância dos digestatos provenientes dos tratamentos em estudo, de acordo com o número de sementes germinadas e o comprimento da radícula (Equação 8).

$$IG = \left(\frac{Gt}{Gc} * 100 \right) * \frac{\bar{Lt}}{\bar{Lc}} \quad (8)$$

em que:

IG - índice de germinação (%);

Gt - número de sementes germinadas no tratamento (adimensional);

\bar{Gc} - média de sementes germinadas no controle (adimensional);

\bar{Lt} - Comprimento médio das raízes germinadas no tratamento (cm);

\bar{Lc} - Comprimento médio das médias das raízes germinadas no controle (cm).

4.4 Análises estatísticas

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado. Os dados das variáveis apresentadas foram avaliados individualmente mediante a ANOVA e teste de comparação múltipla de médias Tukey com 5% de significância.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Potencial de biogás e metano

Na Tabela 6, visualizam-se as produções acumuladas de biogás e metano provenientes dos ensaios semicontínuos de mono e codigestão do lodo de flotador e caldo de cana-de-açúcar.

Tabela 6 Potenciais de produção de biogás e metano

Tratamentos	Produção de biogás (m ³ dia ⁻¹)	Produção média diária CH ₄ (m ³ dia ⁻¹)	%CH ₄	Produtividade m ³ CH ₄ / m ³ reat. dia	Rendimento m ³ CH ₄ / Kg SV _{adc.}
0% CCA	0,053 ± 0,004 d	0,038 ± 0,003 d	70,3 ± 3,4	0,532 ± 0,043 d	0,364 ± 0,029 d
1% CCA	0,064 ± 0,002 c	0,044 ± 0,002 c	68,3 ± 5,26	0,620 ± 0,027 c	0,403 ± 0,018 c
2% CCA	0,094 ± 0,007 a	0,066 ± 0,005 a	70,3 ± 4,92	0,939 ± 0,069 a	0,579 ± 0,042 a
4% CCA	0,081 ± 0,007 b	0,054 ± 0,004 b	67,4 ± 4,98	0,773 ± 0,063 b	0,449 ± 0,037 b
6% CCA	0,080 ± 0,004 b	0,055 ± 0,003 b	68,4 ± 4,31	0,777 ± 0,039 b	0,403 ± 0,020 c

Nota: Valores médios associados a letras diferentes em uma coluna são considerados significativamente diferentes, de acordo com o teste de Tukey ($p < 0.05$).

Dentre os tratamentos analisados durante os ensaios semicontínuos, é possível visualizar (Tabela 6) que os reatores alimentados com os maiores volumes de CCA (2, 4 e 6%) exibiram as maiores produções de biogás. Ainda que o volume de caldo de cana-de-açúcar tenha aumentado entre estes três tratamentos, inferindo em uma maior conversão do açúcar lábil e, conseqüentemente, um aumento na concentração de ácidos no meio reacional, a produção de biogás se manteve maior que os tratamentos de 1% de CCA e de monodigestão.

Quanto ao rendimento de metano, observa-se um comportamento (entre os tratamentos) semelhante à produção de biogás, pois os teores de metano também foram similares.

Inferese-se que o volume ótimo de inserção de CCA foi o de 2%, uma vez que tanto sua produtividade quanto seu rendimento de metano foram os maiores dentre os tratamentos estudados, atingindo 0,94 m³ CH₄ / m³ reat. dia e 0,58 m³ CH₄ / kg SV_{adc.}, respectivamente. Os volumes de 1 e 6% de CCA são equiparáveis quanto ao rendimento de CH₄, logo, não se justifica uma maior inserção deste insumo. Chen et al. (2014) evidenciaram um comportamento semelhante ao trabalharem com substratos parecidos como resíduos de

alimentos (RA - resíduo lábil) e resíduo vegetal municipal (RVM - recalcitrante), ao partirem das monodigestões (não sinérgicas – aumento da taxa de produção de metano) a diferentes proporções de mistura (co-digestões – sinérgicas), chegando a $0,27 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{Kg SV}_{\text{adc}}$. (mistura ideal – 40 RA: 60 RVM).

Encontraram-se valores de rendimento de metano referente às codigestões superiores à monodigestão (Tabela 6), possivelmente relacionados às inserções de CCA, que auxiliaram na sinergia do meio reacional. Sagula (2012), trabalhando com cama de frango (CF) em codigestão semicontínua com caldo de cana-de-açúcar CCA (correspondente a 5 e 7% em massa (kg) da carga total de alimentação), observou que os tratamentos codigeridos obtiveram rendimentos médios de biogás (5% CCA – $0,4535$ e 7% CCA – $0,4647 \text{ m}^3_{\text{BIOGÁS}}/\text{Kg ST}_{\text{adc}}$) significativamente superiores, quando comparados aos valores encontrados para as monodigestões (controles C1 – $0,3632$ e C2 – $0,2605 \text{ m}^3_{\text{BIOGÁS}}/\text{Kg ST}_{\text{adc}}$). Infere-se que a discrepância nos valores de rendimento de biogás entre os controles e as codigestões seja atribuída às elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, uma vez que o substrato sob estudo (CF) possui elevada concentração de nitrogênio.

Os valores de rendimentos de metano para os tratamentos que receberam uma carga de alimentação maior ou igual a 4% diminuíram em relação ao tratamento 2% (maior rendimento $0,58 \text{ m}^3_{\text{N}} \text{ CH}_4 / \text{Kg SV}_{\text{adc}}$) (Tabela 6). Entende-se a possibilidade de que a inserção de uma maior quantidade de CCA tenha levado à uma rápida hidrólise dos açúcares, seguida de uma rápida produção de AV, conseqüentemente, consumindo a alcalinidade do digestato e causando uma inibição parcial por acúmulo de ácidos. Em estudo realizado por Xavier (2009), utilizando dejetos de bovinos (DB) codigeridos com caldo de cana-de-açúcar (CCA) (3, 4, 6, 8 e 10% da carga de alimentação (v/v)) em digestores semicontínuos, o pesquisador relatou possíveis problemas de inibição por AV acima de inserções de 4% de CCA. Estes consumos de alcalinidade parcial e intermediária se destacam, seguidos de quedas abruptas de pH e grande variabilidade nas produções de biogás, supostamente relacionados ao acúmulo de ácidos voláteis, uma vez que são produzidos em uma maior velocidade comparado ao seu consumo.

5.2 Potencial energético

A utilização de biogás como fonte de combustível é altamente recomendada, pois diminui a dependência de combustíveis fósseis e pode ser produzido a partir de diversos tipos de materiais orgânicos (desde que corretamente realizada), reduzindo as emissões de

metano, gás do efeito estufa (GEE) com potencial de contribuição para o aquecimento global 25 vezes maior que o gás carbônico (FERREIRA; MARQUES; MALICO, 2012).

Para mensurar o rendimento de um combustível, existe a possibilidade de utilização do poder calorífico, também conhecido como calor de combustão, sendo esta uma das características relevantes de um combustível, uma vez que apresenta a quantidade de energia liberada na combustão completa de uma unidade de massa ou volume no caso dos gases (PRATI, 2010).

O poder calorífico do etanol combustível comum (etanol hidratado) é de $6.396,40 \text{ kcal kg}^{-1}$ (ANP, 2017); para o metano esse poder calorífico pode chegar a $12.599,34 \text{ kcal kg}^{-1}$ (CERVI; ESPERANCINI; BUENO, 2010).

Considerando o tratamento com adição de 2% de caldo de cana que obteve a maior média de produção diária, utilizando o rendimento mais baixo na moagem da cana-de-açúcar para extração do CCA (60 %) (SALES, 2001; NOGUEIRA, 2005), é possível realizar breves inferências.

Uma tonelada de cana-de-açúcar rende 600 litros de caldo de cana, dos quais com a adição de 2% seria suficiente para codigirir 3,36 toneladas de lodo de flotor. Com uma carga diária de lodo nos reatores de bancada fixada em 268,67 gramas de lodo (MN) ($\approx 4,5\%$ de ST_{adc}), a adição de 2% de caldo resultou na produção média de $0,066 \text{ m}^3$ de metano (Tabela 6) por dia, logo, uma tonelada de cana utilizada em codigestão com o lodo de flotor poderia produzir $829,52 \text{ m}^3$ de CH_4 .

Com o poder calorífico do gás metano de, aproximadamente, $12600 \text{ kcal kg}^{-1}$, uma tonelada de cana-de-açúcar teria capacidade produzir em codigestão com lodo de flotor $7.483.234,14 \text{ kcal}$.

Considerando que a mesma tonelada de cana-de-açúcar pode produzir 80 litros de etanol com densidade de $0,8093 \text{ kg L}^{-1}$ e poder calorífico $6.396 \text{ kcal kg}^{-1}$, uma tonelada de cana-de-açúcar utilizada na fabricação de etanol poderá produzir $414.128,72 \text{ kcal}$.

A utilização de caldo de cana-de-açúcar na codigestão com lodo de flotor pode gerar um rendimento energético, aproximadamente, 18 vezes maior, quando equiparado à sua utilização na fabricação de etanol combustível, explicitando sua importância na utilização alternativa como insumo de um bioprocessos, com capacidade de estabilizar um resíduo com elevado poder de contaminação do meio ambiente.

É importante evidenciar que esses cálculos foram embasados somente em dados encontrados na literatura, relacionados ao poder calorífico de cada substrato. Os custos energéticos despendidos com os processos unitários tanto da cadeia sucroalcooleira (ex: aquecimento do mosto para fermentação e destilação) quanto da planta de biogás (ex: aquecimento do afluente e do reator em temperatura operacional constante) não foram levados em consideração.

5.3 Desempenho de remoção material orgânico

Na Tabela 7 estão apresentados os valores de remoção encontrados nos efluentes dos digestores.

Tabela 7 Caracterização dos afluentes e efluentes dos tratamentos

Parâmetro (unidades)		Tratamentos				
		0% CCA	1% CCA	2% CCA	4% CCA	6% CCA
ST (%)	A	5,16 ± 0,16	5,43 ± 0,30	5,79 ± 0,12	6,17 ± 0,24	6,76 ± 0,26
	E	1,84 ± 0,09	2,20 ± 0,39	2,33 ± 0,06	2,27 ± 0,17	2,73 ± 0,56
SV (%)	A	88,59 ± 0,09	88,51 ± 0,09	88,86 ± 0,09	89,45 ± 0,09	89,92 ± 0,09
	E	78,19 ± 1,05	78,07 ± 0,09	79,53 ± 0,96	78,61 ± 0,72	79,36 ± 1,06
COT (g L ⁻¹)	A	25,40 ± 0,84	26,68 ± 1,42	28,60 ± 0,56	30,65 ± 1,19	33,78 ± 1,26
	E	8,00 ± 0,47	9,56 ± 1,68	10,28 ± 0,27	9,90 ± 0,80	12,06 ± 2,55
AçT (g L ⁻¹ de ST)	A	1,79 ± 0,16	4,02 ± 0,18	6,09 ± 0,53	10,05 ± 0,28	15,50 ± 0,80
	E	1,12 ± 0,07	1,03 ± 0,31	0,86 ± 0,24	1,09 ± 0,16	1,31 ± 0,15
Lp (g Kg ⁻¹ de ST)	A	246,82 ± 25,70	219,44 ± 2,09	261,70 ± 13,21	230,25 ± 5,45	240,13 ± 10,06
	E	56,59 ± 2,65	58,63 ± 3,86	57,09 ± 3,36	52,69 ± 0,70	52,50 ± 2,49

Notas: A: Afluente (Entrada); E: Efluente (Saída); AçT: Açúcares totais; Lp: Lipídeos.

Observa-se (Tabela 7) que a concentração de sólidos totais (matéria seca) no digestato variou de 1,8 a 2,7 %, dentre os tratamentos, possivelmente devido ao volume acrescido de CCA, uma vez que foi o único insumo inserido nas alimentações entre os tratamentos, variando-se apenas o volume entre os mesmos. A variação de ST foi crescente da mono ao tratamento de 6% CCA, com exceção do 4% CCA que exibiu um valor inferior ao de 2% CCA. Do percentual de ST, aproximadamente, 78,8% relacionavam-se em média aos sólidos voláteis, material com potencial de conversão em ácidos orgânicos e biogás.

Atenta-se para as baixas variabilidades dos valores referentes aos SV dos tratamentos, uma vez que se referem aos digestatos estabilizados. Existe a possibilidade de que grande parte dos sólidos voláteis, referentes ao CCA, tenham sido rapidamente hidrolisados e convertidos em AOV's, pois em processos fermentativos, dissacarídeos como a sacarose tendem a ser consumidos previamente aos demais substratos devido sua lábil composição (HUANG et al., 2016).

Os resultados das eficiências de remoção de sólidos totais e voláteis, carbono, açúcares e lipídeos totais são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 Eficiências de remoção de sólidos totais e voláteis, carbono orgânico total, açúcares totais e lipídeos

Tratamentos	Eficiências de remoção (%)				
	Sólidos totais	Sólidos voláteis	Carbono orgânico total	Açúcares totais	Lipídeos totais
0% CCA	64,34	68,53	38,07	37,66 c	76,94 a
1% CCA	59,40	64,19	35,66	74,45 b	76,50 a
2% CCA	59,84	64,05	35,59	85,81 ab	78,09 a
4% CCA	63,27	67,72	37,62	89,15 a	77,11 a
6% CCA	59,58	64,33	35,74	91,52 a	78,14 a

Nota: Valores médios associados a letras diferentes em uma coluna são considerados significativamente diferentes de acordo com o teste de Tukey ($p < 0.05$).

A eficiência de remoção de sólidos totais e voláteis tem sido utilizada como parâmetro para monitorar a eficiência do processo de DA (ORRICO JR. et al., 2009). Entretanto, essa variável deve ser analisada em função da configuração do reator. Reatores anaeróbios tubulares horizontais, comumente conhecidos como “Lagoa coberta”, apresentam configuração que facilita a sedimentação dos sólidos. Essa característica fluidodinâmica pode influir nos resultados de eficiência de remoção (FAGBOHUNGBE et al., 2015; ÁLVAREZ et al., 2018), uma vez que o modelo de reator utilizado não possui mecanismos de agitação. Essa problemática operacional dificulta correlacionar a remoção de sólidos à conversão e produção de biogás/metano. Assim, a maior eficiência de remoção de ST (0% CCA) (Tabela 8) não condiz com a maior produção de metano (2% CCA) (Tabela 6), bem como não se observaram diferenças estatísticas entre as remoções de sólidos voláteis.

A eficiência de remoção de açúcares totais foi crescente em função do aumento da concentração de CCA na carga. Entretanto, as maiores eficiências de remoção de açúcares totais também não se correlacionaram positivamente com a produção de metano. Damaceno et al. (2019) também observaram maiores eficiências de remoção de açúcares totais nos tratamentos com maiores concentrações de batata-doce em codigestão com o lodo de flotador, as quais também não se refletiram em maiores rendimentos de metano e sim de biogás. Segundo os autores, esse comportamento é consequência da rápida conversão dos açúcares da batata-doce em ácidos intermediários precursores do metano (GONZÁLEZ et al., 2017), os quais criam um ambiente inibitório aos microrganismos metanogênicos quando se acumulam no reator.

A eficiência de remoção de lipídeos apresentou comportamento diferente quando comparada à dos açúcares totais. As médias de remoção entre os tratamentos não se diferenciaram estatisticamente, inferindo-se que as inserções gradativas de CCA não influíram na degradação e conversão dos lipídios em sólidos voláteis. Damaceno et al. (2019) observaram efeito positivo da inserção de 20% de batata-doce na eficiência de remoção de lipídeos do lodo de flotador em ensaio batelada (84,9%) quando comparada ao tratamento em

monodigestão (79,1%). Entretanto, a dinâmica da degradação do substrato em ensaios batelada é diferente quando comparada à alimentação semicontínua.

5.4 Efeitos sinérgicos e inibitórios do processo

A codigestão entre o CCA e o LF exibiu efeito sinérgico no rendimento de metano, principalmente no tratamento 2% CCA (Figura 9). A monodigestão (0% CCA - controle), ao contrário, obteve a menor produção com 0,34 m³ de metano por kg de SV adicionados. Os tratamentos 1%, 2%, 4% e 6% CCA apresentaram rendimentos de metano 11%, 57%, 20% e 10% superiores ao controle, respectivamente.

Dessa forma, infere-se que apenas 2% de caldo de cana-de-açúcar é suficiente para equilibrar os nutrientes deficitários no lodo, de modo a proporcionar um meio reacional favorável ao desenvolvimento ótimo dos microrganismos metanogênicos e, assim, garantir maior conversão dos materiais orgânicos em energia (ABOUD et al., 2016).

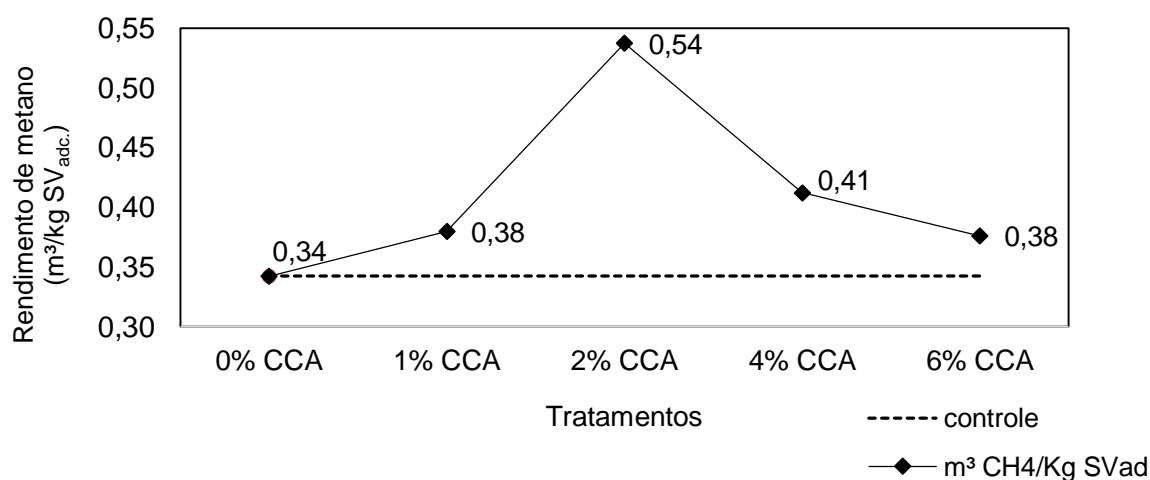


Figura 9 Efeito sinérgico no rendimento específico de metano causado pela codigestão.

O aumento de CCA a partir de 2% causou redução do rendimento de metano. Esse comportamento pode ser explicado pelo acréscimo de açúcares solúveis do caldo, rapidamente hidrolisados e convertidos em acidez volátil (Figura 10) por meio de ácidos orgânicos de cadeia curta (JAIN et al., 2015).

As elevadas concentrações de acidez volátil não causaram inibições críticas, devido às equiparáveis elevadas concentrações de alcalinidade no meio reacional. Essa capacidade de neutralizar os ácidos está relacionada aos íons amônio provenientes da degradação das

proteínas contidas no lodo, os quais podem reagir com o CO_2 e a H_2O , produzindo alcalinidade por meio do carbonato de amônio (MENG et al., 2018). A prática de recirculação de digestato é outro fator que colabora com as elevadas concentrações de alcalinidade no sistema, além de aumentar a população de microrganismos anaeróbios e selecionar os mais adaptados (LI et al., 2015).

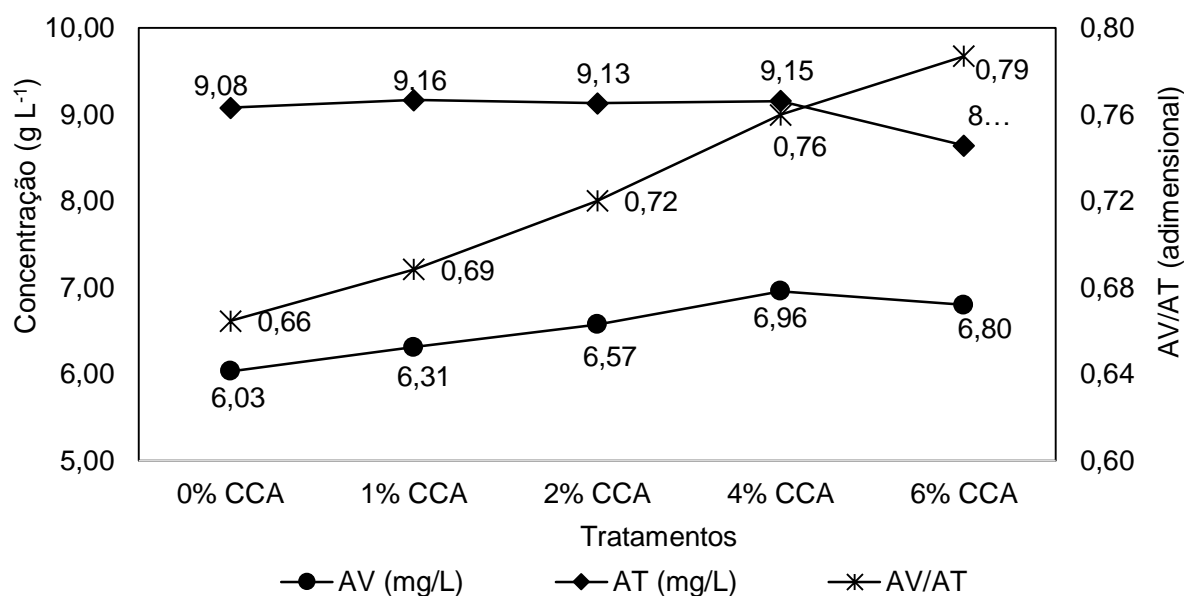


Figura 10 Concentração de AV e AT e relação AV/AT.

Os elevados e crescentes valores residuais de AV podem ser resultantes da inserção, igualmente crescente, de CCA, devido à rápida hidrólise do material volátil, resultando em um possível acúmulo dos ácidos orgânicos nos digestatos (CABRERA et al., 2019).

Contrariamente ao exposto por Shi et al. (2017), o aumento de AV nos digestatos entre os tratamentos, não influenciaram na produção diária de biogás ou na produtividade de CH_4 , inferindo-se que os elevados valores de AT auxiliaram com um possível efeito tamponante, compensando a elevada concentração de ácidos orgânicos nos digestatos (KHAN et al., 2018).

Observa-se, ainda, que a relação AV/AT na faixa de 0,3 a 0,4 garante menores riscos de acidificação, no entanto, valores de 0,4 a 0,8 são admissíveis como parâmetro de estabilidade do processo de DA (ABOUDI; ÁLVAREZ-GALLEGO; ROMERO-GARCÍA, 2016). Todos os tratamentos estavam dentro dessa faixa (Figura 10), contudo, em 4% CCA e 6% CCA, as concentrações de acidez volátil surtiram maior consumo de alcalinidade, o que causou declínio no pH de 8,21 (0% CCA) para 8,15 e 8,06, respectivamente (Figura 11).

O nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$) total é amplamente avaliado em processos de digestão anaeróbia, pois pode ser potencialmente inibitório. Concentrações de nitrogênio amoniacal inferiores a 200 mg L^{-1} beneficiam o processo, visto que os microrganismos o

utilizam como fonte de nitrogênio para desempenharem suas funções vitais. Em concentrações superiores a 2.000 mg L^{-1} , o nitrogênio amoniacal pode surtir efeito inibitório e, conseqüentemente, causar instabilidade por acúmulo de ácidos e até mesmo falha no processo (LIU; SUNG, 2002).

O $\text{NH}_3\text{-N}$ e a NH_3 coexistem num equilíbrio que pode ser afetado pela temperatura e o pelo pH. Na Figura 11 visualizam-se as concentrações de nitrogênio amoniacal, íons NH_4^+ e NH_3 e pH. Mesmo o lodo sendo rico em proteínas, em nenhum dos tratamentos foram observados indícios de inibição por nitrogênio amoniacal, pois suas concentrações estavam dentro da faixa exibida pela literatura.

Nota-se que os valores de pH possuem um leve decréscimo após a inserção de 4 e 6% de CCA (8,15 e 8,06, respectivamente), sendo apenas o último estatisticamente diferente e menor do que os demais tratamentos. Infere-se que a rápida conversão do CCA em AOV's tenha consumido parte da alcalinidade do sistema, influenciando em seguida na diminuição dos valores de pH (SILVA; ABUD, 2016).

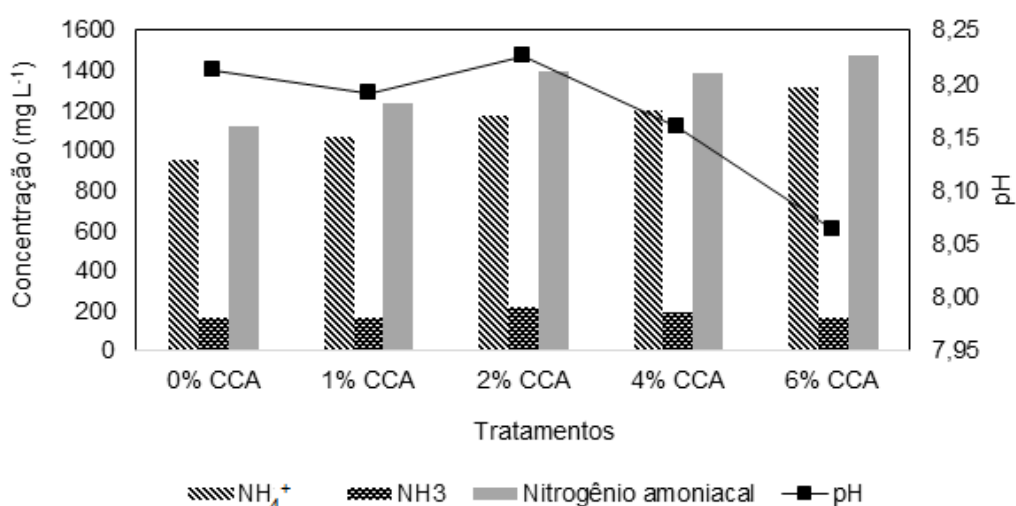


Figura 11 Concentração de nitrogênio amoniacal e seus íons e pH dos tratamentos avaliados.

Faixas de temperatura e pH elevados favorecem a dissociação do amônio em amônia livre (EMERSON et al., 1975), sendo essa a forma mais tóxica de nitrogênio amoniacal (MASSÉ; RAJAGOPAL; SINGH, 2014). Isso acontece porque a penetração de concentrações elevadas de amônia livre na membrana celular pode causar lise celular e desequilíbrio nos prótons e/ou deficiência de potássio nos microrganismos metanogênicos (GARCIA; ANGENENT, 2009).

Segundo Zhang et al. (2018), a toxicidade da amônia ($>5 \text{ g NH}_3 \text{ L}^{-1}$) no processo da digestão anaeróbia pode inibir genes metanogênicos que codificam os intermediários

acetil-CoA-descarbonilase e a metil-coenzima M-redutase, os quais são necessários para a redução do acetato em metano.

5.5 Índice de germinação

Testes de germinação têm sido frequentemente utilizados para expressar a qualidade de digestatos, principalmente quanto à fitotoxicidade e efeito bioestimulante. (ROS et al., 2018; COELHO et al., 2018; DAMACENO et al., 2019). Os maiores valores de IG (Tabela 9) foram obtidos para os digestatos com as três maiores concentrações de caldo de cana. Por outro lado, a monodigestão e o tratamento com apenas 1% de caldo de cana apresentaram os menores valores de IG.

Tabela 9 Valores médios das variáveis para os diferentes tratamentos

Tratamentos	IG (%)	pH	CE (mS cm ⁻¹)	AV (mg L ⁻¹)	Na (mg L ⁻¹)
0% CCA	37,33 b	8,21 ab	10,03	6031,28	75,75
1% CCA	36,72 b	8,19 ab	10,04	6306,76	74,75
2% CCA	105,06 a	8,22 a	10,12	6572,80	58,25
4% CCA	88,37 a	8,15 b	10,00	6955,48	60,00
6% CCA	91,31 a	8,06 c	9,77	6797,49	66,75

Nota: Valores médios associados a letras diferentes em uma coluna são considerados significativamente diferentes, de acordo com o teste de Tukey ($p < 0.05$).

Valores de IG $\geq 60\%$ são considerados aceitáveis para digestatos (não fitotóxicos), de acordo com o Decreto Legislativo 75/2010 da legislação italiana (ITÁLIA, 2010). Índices abaixo desse limite podem apresentar toxicidade para as culturas (ROS et al., 2018). As possíveis causas para a fitotoxicidade em digestatos podem estar relacionadas à elevada concentração de sais ou à acidez volátil, observadas em decorrência de altos valores de condutividade elétrica e baixos valores pH, respectivamente (SOLÉ-BUNDÓ et al., 2017; DAMACENO et al., 2019). Porém, neste trabalho, não foram evidenciados efeitos de tais variáveis sobre o IG, visto que pH, CE e VA exibiram poucas variações dentre os tratamentos e, no entanto, foram observadas grandes diferenças no IG.

Índices de germinação acima de 100% apresentam capacidade fitoestimulante, favorecendo a germinação e o crescimento das raízes das plantas (BELO, 2011). O efeito fitoestimulante de digestatos já foi reportado por Damaceno et al. (2019), que avaliaram a codigestão do lodo de flotor (80%) com batata doce (20%).

Existe a possibilidade de que os efeitos inibitórios encontrados nos tratamentos de monodigestão e de 1% CCA estejam relacionados às concentrações de sódio, cloro, macro/micro nutrientes (TAM; TIQUIA, 1994) ou então de íons metálicos. Ainda que as concentrações de Na (Tabela 9) não fossem significativamente diferentes, infere-se que esse composto, mesmo que em pequenas, divergentes e maiores concentrações, comparadas aos demais tratamentos (0% CCA: 75,75 mg L⁻¹ e 1% CCA: 74,75 mg L⁻¹), atribuísem ao digestato características fitotóxicas.

Di Maria et al. (2014) constataram que, por mais que o substrato fosse constituído por resíduos de vegetais e frutas (RVF) e resíduo misto de lodo (RML – mistura de lodo ativado com lodo da lagoa primária de estações de tratamento de água) e codigeridas em progressão de carga orgânica volumétrica, nenhum dos tratamentos (diferentes COV's) atenderam à legislação Italiana em seu Decreto Legislativo 75/2010 (ITÁLIA, 2010), atribuindo ao digestato uma característica fitotóxica. Atribui-se a característica de fitotoxicidade, no estudo supracitado, ao aumento das concentrações de NH₃ (16 - 25 g kgST⁻¹) Cobre (117 - 140 mg kgST⁻¹) e Zinco (226 - 280 mg kgST⁻¹), concomitantemente com o aumento da carga orgânica volumétrica (1,46 – 2,8 kg SV m⁻³ dia).

5.6 Recuperação dos nutrientes e valoração agrônômica do digestato

A digestão anaeróbia produz além do biogás, digestato que pode ser utilizado na produção vegetal, na melhoria das condições físico-químicas e biológicas do solo e no fluxo adicional de renda ao processo (DU et al., 2018). Os teores de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) podem variar significativamente em função das características da matéria prima a ser digerida (DU et al., 2018). Nesse caso, considerando a reciclagem dos nutrientes contidos nos substratos, bem como sua aplicação agrônômica, os tratamentos não apresentaram diferenças significativas na concentração de nutrientes, exceto para K no tratamento 6% CCA (Tabela 10).

Houve igualdade nas concentrações de N e P, pois ambos os nutrientes estão presentes no lodo do abate de frangos em função das proteínas, aminoácidos (CUETOS et al., 2017) e substâncias fosforadas (RUNHO, 2001), provenientes do sangue das aves abatidas. Esse comportamento foi verificado, pois a quantidade de lodo utilizado na alimentação dos reatores foi igual em todos os tratamentos.

Tabela 10 Concentração de nitrogênio (NTK), fósforo (P) e potássio (K)

Tratamentos	NTK (kg/m ³)	P (kg/m ³)	K (kg/m ³)
0% CCA	1,46 ± 0,34	0,20 ± 0,08	0,15 ± 0,02 b
1% CCA	1,69 ± 0,29	0,29 ± 0,08	0,14 ± 0,02 b
2% CCA	1,83 ± 0,25	0,26 ± 0,08	0,15 ± 0,02 b
4% CCA	1,35 ± 0,20	0,28 ± 0,09	0,18 ± 0,00 ab
6% CCA	1,54 ± 0,20	0,33 ± 0,10	0,20 ± 0,02 a

Devido às características nutricionais dos digestatos, pesquisas mostram que a recuperação desses nutrientes pode contribuir para a redução da aplicação de fertilizantes minerais na agricultura (DU et al., 2018; DAMACENO et al., 2019; MOKOMELE et al., 2019). O efeito positivo do uso de digestatos foi testado em espécies de culturas como o feijão-verde, repolho e couve-flor (MAUCIERI et al., 2017), batata-doce (NICOLETTO et al., 2017), alface (RONGA et al., 2019), arroz (KHAN, 2018), trigo (SIMON et al., 2015), milho (MAUCIERI et al., 2016) e cana-de-açúcar (MENDONÇA et al., 2016; MENDONÇA et al., 2018).

A cana-de-açúcar é cultivada em cerca de 200 países, apresentando-se como importante cultura energética (SOUZA et al., 2019). Nesse cenário, o Brasil é o maior produtor mundial e seu cultivo tem grande importância no agronegócio brasileiro (CONAB, 2018). Portanto, a aplicação de biofertilizante no cultivo de cana-de-açúcar torna-se importante, visando à contribuição para uma agricultura mais sustentável (WALSH et al., 2012; MOKOMELE et al., 2019).

Com intuito de calcular o potencial fertilizante dos digestatos gerados nas diferentes condições avaliadas, em termos de área de produção de cana-de-açúcar, foi realizado estudo de valoração com base na recomendação de adubação para essa cultura, realizada por Raij et al. (1996), sendo de 80-60-30 kg para N, P₂O₅ e K₂O, respectivamente. Com base nas concentrações de N, P e K (Tabela 10), foi possível encontrar a quantidade de nutrientes presente em 100 m³ de cada digestato (Tabela 11). Considerando a recomendação de adubação, a área em hectares para produção foi calculada com base no nutriente que apresenta maior demanda pela espécie (N).

Tabela 11 Áreas de produção de *Saccharum officinarum* produzidas em função da concentração de N, P e K em 100 m³ de biofertilizante

Tratamentos	Sólidos totais (kg)	N (kg)	Sulfato de amônio (kg)	P (kg)	Superfosfato simples (kg)	K (kg)	Cloreto de potássio (kg)	Área de produção de <i>Saccharum officinarum</i> (80 kg N ha ⁻¹)
0% CCA	1840,17	146,50	732,48	19,55	248,66	14,58	29,28	9,16
1% CCA	2203,40	168,94	844,69	29,09	370,09	14,33	28,78	10,56
2% CCA	2326,36	183,32	916,58	26,30	334,65	14,70	29,53	11,46
4% CCA	2265,15	134,99	674,94	28,29	359,87	17,58	35,31	8,44
6% CCA	2732,69	154,55	772,73	33,50	426,13	19,73	39,63	9,66

Notas: N para sulfato de amônio = (N * 100)/20;

P para superfosfato simples = $((P * 2,29) * 100) / 18$;

K para cloreto de potássio = $((K * 1,20548) * 100) / 60$.

O biofertilizante com maior potencial de produção de cana-de-açúcar em área, considerando o nitrogênio como base para o cálculo, foi aquele obtido na condição 2% CCA, seguido pela condição de 1% CCA, visto que apresentam maior concentração de nitrogênio total em sua composição (Tabela 10).

Mendonça et al. (2018) verificaram que o cultivo de cana-de-açúcar com a aplicação de digestato, proveniente da digestão anaeróbia como fonte de nitrogênio, apresentou desempenho comparável ao obtido com aplicação de ureia. Observaram, também, que com aplicação de 80 kg de N ha⁻¹, tanto para digestato como para ureia, a produção de biomassa e os valores de °Brix foram iguais. Segundo os autores, a aplicação de digestato como alternativa para substituição da ureia no cultivo de cana-de-açúcar pode contribuir na economia de 170,5 € (Euros) por hectare, em relação ao custo de cultivo.

6 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos nesta pesquisa e considerando os objetivos propostos, pode-se concluir que:

- Dentre os ensaios conduzidos sob regime semicontínuo, o tratamento que recebeu a inserção de 2% de CCA promoveu a obtenção dos maiores valores de produção de biogás, rendimento e produtividade de metano, logo foi considerada a melhor recuperação energética, quando comparada aos demais, possibilitando além de tratar o resíduo (Lodo de flotador) sob estudo, otimizar o processo de DA com a inserção de um menor volume de insumo da cadeia sucroalcooleira.
- Não se evidenciaram características inibitórias pelo acúmulo de nitrogênio amoniacal e amônia livre (proveniente do LF). Porém, o acúmulo de acidez volátil (oriunda do CCA), juntamente com um decréscimo na produtividade e rendimento de biogás e metano, indica uma possível inibição parcial por meio da acidificação do meio reacional.
- Em suma, a codigestão se mostrou uma alternativa de tratamento biológico atrativa, de forma a recuperar energeticamente e agronomicamente os substratos, evidenciando e relacionando um viés sustentável e ecologicamente correto a uma tecnologia capaz de encerrar o ciclo sistêmico da cadeia agroindustrial.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Sugere-se que se realizem testes de potencial bioquímico de metano associados à modelagem matemática e estatística, a fim de se obter o potencial máximo de conversão do LF em biogás e metano e avaliar sua biocinética reacional relacionadas às atividades metanogênicas específicas.

Realizar uma análise de viabilidade econômico-financeira abrangendo todo o ciclo de gerenciamento do resíduo gerado (LF), desde sua geração, tratamento, produção de biogás, à disposição do biofertilizante estabilizado. Estudando-se diferentes cenários (tratamentos estudados neste trabalho), e encontrando-se os cenários mais viáveis, visa-se por fim, desenvolver projetos de aplicação de plantas de biogás em escala plena.

REFERÊNCIAS

ABOUDI, K.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C. J.; ROMERO-GARCÍA, L. I. Evaluation of methane generation and process stability from anaerobic co-digestion of sugar beet by-product and cow manure. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 121, n. 5, p.566-572, 2016.

ABREU, P. G.; ABREU, V. M. N. AUTOMATIZANDO A AVICULTURA. **Comunicado Técnico n. 272** Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. Concórdia: Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves, 2001. p. 1-2.

AFAZELI, H.; JAFARI, A.; RAFIEE, S.; NOSRATI, M. An investigation of biogas production potential from livestock and slaughterhouse wastes. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 34, p. 380–386, 2014.

AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS - ANP. Fatores de conversão, densidades e poderes caloríficos inferiores. Disponível em: <www.anp.gov.br/?dw=82253>. Acesso em: 9 dez. 2018. 2015

AGUILAR, M. I.; SÁEZ, J.; LLÓRENS, M.; SOLER, A.; ORTUÑO, J. F. Nutrient removal and sludge production in the coagulation-flocculation process. **Water Research**, v. 36, n. 11, p. 2910–2919, 2002.

ÁLVAREZ, C.; COLÓN, J.; LÓPEZ, A. C.; FERNÁNDEZ-POLANCO, M.; BENBELKACEM, H.; BUFFIÈRE, P. Hydrodynamics of high solids anaerobic reactor: Characterization of solid segregation and liquid mixing pattern in a pilot plant VALORGA facility under different reactor geometry. **Waste Management**, v. 76, p. 306 – 314, 2018.

ALVAREZ, R.; LIDÉN, G. Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste. **Renewable Energy**, v. 33, n. 4, p. 726–734, 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington: APHA, 2012.

ANTHONISEN, A. C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E. G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Water Pollution Control Federation**, v. 48, n. 5, p. 835-852, 1976.

ARSHAD, M.; BANO, I.; KHAN, N.; SHAHZAD, M. I.; YOUNUS, M.; ABBAS, M.; IQBAL, M. Electricity generation from biogas of poultry waste: an assessment of potential and feasibility in Pakistan. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81, n. September 2016, p. 1241–1246, 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004**: Resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro – RJ, 2004. 77 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL - ABPA. **Relatório anual da associação brasileira de proteína animal**. 2017. São Paulo: ABPA, 2018. 68 p.

BASTIAN-PINTO, Carlos; BRANDÃO, Luiz; HAHN, Warren J. Flexibility as a source of value in the production of alternative fuels: the ethanol case. **Energy Economics**, v. 31, n. 3, p. 411-422, 2009.

BELO S. R. S. **Avaliação de fitotoxicidade através de *Lepidium sativum* no âmbito de processos de compostagem**. 2011. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, Coimbra. 2011.

BJÖRNSSON, L.; MURTO, M.; JANTSCH, T. G.; MATTIASSON, B. Evaluation of new methods for the monitoring of alkalinity, dissolved hydrogen and the microbial community in anaerobic digestion. **Water Research**, v. 35, n. 12, p. 2833–2840, 2001.

BLEVINS, R. E.; KIM, S. A.; PARK, S. H.; RIVERA, R.; RICKE, S. C. Historical, current, and future prospects for food safety in poultry product processing systems. [s.l.] *In*: RICKE, S. C. et al. **Food and Feed Safety Systems and Analysis**, USA: Elsevier Inc., 2018. p. 309-321,

BOE, K. **Online monitoring and control of the biogas process**. 2006. 50 f. Ph.D. Thesis, Institute of Environment & Resources, Technical University of Denmark, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília - DF, n. 53, p. 58-63, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, **Diário Oficial da União**, Brasília – DF, n. 92, p. 89, 16 maio 2011,

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Política nacional de resíduos sólidos. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília – DF, p. 2. 03 de agosto de 2010, 2010.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v. 36, n. 4, p. 1211-1220, 2012.

CECCHI, H. M. **Fundamentos teóricos e práticos em análise de alimentos**. Campinas: EdUnicamp, 1999. 211 p.

CERVI, R. G.; ESPERANCINI, M. S. T.; BUENO, O. C. Viabilidade econômica da utilização do biogás produzido em granja suinícola para a geração de energia elétrica. **Revista SciELO**, Jaboticabal - SP, v.30, n.5, p.831-844, set/out, 2010.

CESTONARO, T.; COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. A. M.; ROZATTI, M. A. T.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F.; CARNEIRO, L. J. The anaerobic co-digestion of sheep bedding and ≥50% cattle manure increases biogas production and improves biofertilizer quality. **Waste Management**, v. 46, p. 612–618, 2015.

CHAUHAN, M. K.; CHAUDHARY, V. S.; SAMAR, S. K. Life cycle assessment of sugar industry: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 7, p. 3445-3453, 2011.

CHEN, X.; Yan, W.; Sheng, K.; Sanati, M. Comparison of high-solids to liquid anaerobic co-digestion of food waste and green waste. **Bioresource Technology**, v. 154, p. 215-221. 2014.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte – MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 1997. v. 5.

COELHO J. J.; PRIETO M. L.; DOWLING S.; HENNESSY A.; CASEY I.; WOODCOCK T.; KENNEDY N. Physical-chemical traits, phytotoxicity and pathogen detection in liquid anaerobic digestates. **Waste Management**, v. 78, p. 8–15, 2018.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar**. Brasília: Conab, 2018. v. 4.

CONRAD, R. Microbial ecology of methanogens and methanotrophs. **Advances in Agronomy**, Madison, v. 96, n. 7, p. 1–63, 2007.

CONTRERAS, A. M.; ROSA, E.; PÉREZ, M.; VAN LANGENHOVE, H.; DEWULF, J. Comparative life cycle assessment of four alternatives for using by-products of cane sugar production. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 8, p. 772–779, 2009.

COSTA, M. S. S. de M.; BERNARDI, F. H.; COSTA, L. A. de M.; PEREIRA, D. C.; LORIN, H. E. F.; ROZATTI, M. A. T.; CARNEIRO, L. J. Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: Selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost. **Journal Cleaner Production**, n. 454, v. 142, p. 2084-2092, 2017.

CUETOS, M. J.; MARTINEZ, E. J.; MORENO, R.; GONZALEZ, R.; OTERO, M.; GOMEZ, X. Enhancing anaerobic digestion of poultry blood using activated carbon. **Journal of Advanced Research**, v. 8, n. 3, p. 297-307, 2017.

DAMACENO, F. M.; CHIARELOTTO, M.; RESTREPO, J. C. P. S.; BULIGON, E. L.; MENDONÇA COSTA, L. A.; LUCAS JUNIOR, J.; COSTA, M. S. S. M. Anaerobic co-digestion of sludge cake from poultry slaughtering wastewater treatment and sweet potato: Energy and nutrient recovery. **Renewable Energy**, v. 133, p. 489-499, 2019.

DHA. **The biology and ecology of sugarcane (*Saccharum spp. hybrids*) in Australia**. Australian Government, December. Disponível em: <[http://www.ogtr.gov.au/internet/ogtr/publishing.nsf/content/sugarcane-3/\\$FILE/biologysugarcane.pdf](http://www.ogtr.gov.au/internet/ogtr/publishing.nsf/content/sugarcane-3/$FILE/biologysugarcane.pdf)>. Acesso em: 26 nov. 2018.

DI MARIA, F.; SORDI, A.; CIRULLI, G.; GIGLIOTTI, G.; LUISA MASSACCESI, L.; CUCINA, M. Co-treatment of fruit and vegetable waste in sludge digesters. An analysis of the relationship among bio-methane generation, process stability and digestate phytotoxicity. **Waste Management**, v. 34, p. 1603-1608. 2014.

DROSG, B. **Process monitoring in biogas plants**. International Energy Agency – Bioenergy. Programme of Research - Development and Demonstration on Bioenergy. United Kingdom, 2013.

DU, C.; ABDULLAH, J. J.; GREETHAM, D.; FU, D.; YU, M.; REN, L.; LI, S.; LU, D. Valorization of food waste into biofertiliser and its field application. **Journal of Cleaner Production**, v.187, p. 273-284, 2018.

DUBOIS, M.; GILLES, K. A.; HAMILTON, J. K.; REBERS, P. A.; SMITH, F. Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. **Analytical Chemistry**, v. 28, n. 3, p. 350-356, 1956.

EL-MASHAD, H. M.; ZEEMAN, G.; VAN LOON, W. K. P.; BOT, G. P. A.; LETTINGA, G. Effect of temperature and temperature fluctuation on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 95, n. 2, p. 191–201, 2004.

EMERSON, K.; RUSSO, R. C.; LUND, R. E.; THURSTON, R. V. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. **J. Fish. Res. Board Can.**, v. 32, p. 2379-2383, 1975.

EUROPEAN UNION. **Regulation n° 1069**, of 21 October 2009. The european parliament and the council of the european union. European Comission, Strasbourg, France. 21 oct. 2009.

FAGBOHUNGBE, M. O; DODD, I. C.; HERBERT, B. M. J.; LI, H.; RICKETTS, L.; SEMPLE, K. T. High solid anaerobic digestion: Operational challenges and possibilities. **Environmental Technology & Innovation**, v. 4, p. 268 – 284, 2015.

FERREIRA, M.; MARQUES, I. P.; MALICO, I. Biogas in Portugal: Status and public policies in a European context. **Energy Policy**, v. 43, n. 0, p. 267-274, 4// 2012. ISSN 0301-4215.

FRIEHE, J.; WEILAND, P.; SCHATTAUER, A. Fundamentos da fermentação anaeróbia. *In: Guia prático do biogás*. Geração e utilização. Trad. Eng. Ftal. Marcos de Miranda Zattar. 5. ed. Alemanha: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), 2010. p. 20-30. Cap. 2.

GALVANI, F.; GAERTNER, E. **Adequação da metodologia Kjeldahl para determinação de nitrogênio total e proteína bruta**. EMBRAPA. Corumbá, 2006. (Circular Técnica, n. 63).

GARCIA, M. L.; ANGENENT, L. T. Interaction between temperature and ammonia in mesophilic digesters for animal waste treatment. **Water Research**, v. 43, n. 9, p. 2373-2382, 2009.

GONZÁLEZ, L. M. L.; REYES, I. P.; ROMERO, O. Anaerobic co-digestion of sugarcane press mud with vinasse on methane yield. **Waste Management**, v. 68, p. 139–145, 2017.

GU, X. Y.; LIU, J. Z.; WONG, J. W. C. Control of lactic acid production during hydrolysis and acidogenesis of food waste. **Bioresource Technology**, v. 247, n. July 2017, p. 711–715, 2018.

HAGOS, K.; ZONG, J.; LI, D.; LIU, C.; LU, X. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, n. March, p. 1485–1496, 2016.

HASSAN, A. N.; NELSON, B. K. Invited review: Anaerobic fermentation of dairy food wastewater. **Journal of Dairy Science**, v. 95, n. 11, p. 6188–6203, 2012.

HOLM-NIELSEN, J. B.; AL SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5478–5484, 2009.

HU, Y.; CHENG, H.; TAO, S. Environmental and human health challenges of industrial livestock and poultry farming in China and their mitigation. **Environment International**, v. 107, n. July, p. 111–130, 2017.

HUANG, X.; YUN, S.; ZHU, J.; DU, T.; ZHANG, C.; LI, X. Mesophilic anaerobic co-digestion of aloe peel waste with dairy manure in the batch digester: Focusing on mixing ratios and digestate stability. **Bioresource Technology**, v. 218, p. 62-68, 2016.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR. **Cartas climáticas do Paraná: Classificação climática**. 2018. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>>. Acesso em: 13 dez. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Indicadores IBGE: Estatística da Produção Pecuária. 2018. p. 14–49.

ITÁLIA. DECRETO LEGISLATIVO 29 aprile 2010, n. 75. Riordino e revisione della disciplina in matéria di fertilizzanti, a norma dell'articolo 13 della legge 7 luglio 2009, n. 88. **Gazzetta Ufficiale**, Italy, n. 121 26 maggio 2010.

JAIN, S.; JAIN, S.; WOLF, I. T.; LEE, J.; TONG, Y. W. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 142–154, 2015.

JANKE, L.; WEINRICH, S.; LEITE, A. F.; SCHÜCH, A.; NIKOLAUSZ, M.; NELLES, M.; STINNER, W. Optimization of semi-continuous anaerobic digestion of sugarcane straw co-digested with filter cake: Effects of macronutrients supplementation on conversion kinetics. **Bioresource Technology**, v. 245, n. June, p. 35–43, 2017.

JEON, Y. W.; KANG, J-W.; KIM, H.; YOON, Y-M.; LEE, D-H. Unit mass estimation and characterization of litter generated in the broiler house and slaughter house. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 85, p. 592–597, 2013.

JHA, P.; SCHMIDT, S. Reappraisal of chemical interference in anaerobic digestion processes. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 75, n. September 2016, p. 954–971, 2017.

JIANG, J.; ZHANG, Y.; LI, K.; WANG, Q.; CHANGXIU, G.; LI, M. Volatile fatty acids production from food waste: Effects of pH, temperature, and organic loading rate. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 525–530, 2013.

JIN, Y.; LI, Y.; LI, J. Influence of thermal pretreatment on physical and chemical properties of kitchen waste and the efficiency of anaerobic digestion. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 291-300, 2016.

KHAN, H. I. Appraisal of biofertilizers in rice: to supplement inorganic chemical fertilizer. **Rice Science**, v. 25, p. 357-362, 2018.

KHAN, M. A.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; LIU, Y.; NGHIEM, L. D.; HAI, F.I.; DENG, L. J.; WANG, J.; WU, Y. Optimization of process parameters for production of volatile fatty acid, biohydrogen and methane from anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 738–748, 2016.

KRABBE, E. L.; SILVA, S. N. **Ações e medidas da avicultura sustentável**. Separatas. Brasília – DF: EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves, 2015. p. 1-9.

KUNZ, A.; VIOLA, E. S.; LIMA, G. J. M. M.; MAZZUCO, H. **Manejo ambiental na avicultura**. Documentos. Brasília – DF: Embrapa Suínos e Aves, 2011. v. 149, p. 221,

LENG, L.; YANG, P.; SINGH, S.; ZHUANG, H.; XU, L.; CHEN, W-H.; DOLFING, J.; LI, D.; ZHANG, Y.; ZENG, H.; CHU, W.; LEE, P-H. A review on the bioenergetics of anaerobic microbial metabolism close to the thermodynamic limits and its implications for digestion applications. **Bioresource Technology**, v. 247, n. July 2017, p. 1095–1106, 2018.

LI, L.; HE, Q.; WEI, Y.; HE, Q.; PENG, X. Early warning indicators for monitoring the process failure of anaerobic digestion system of food waste. **Bioresource Technology**, v. 171, p. 491–494, 2014.

LI, L.; PENG, X.; WANG, X.; WU, D. Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 20-28, 2018.

LIU, T.; SUNG, S. Ammonia inhibition on thermophilic aceticlastic methanogens. **Water Science Technology**, v. 45, p. 113-120, 2002.

LIU, Y.; WHITMAN, W. B. Metabolic, phylogenetic, and ecological diversity of the methanogenic archaea. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1125, p. 171–189, 2008.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 540–555, 2015.

MASSÉ, D. I.; RAJAGOPAL, R.; SINGH, G. Technical and operational feasibility of psychrophilic anaerobic digestion biotechnology for processing ammonia-rich waste. **Applied Energy**, v. 120, p. 49-55. 2014.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GUIZA, M. S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 36, p. 412–427, 2014.

MAUCIERI, C.; BARBERA, A. C.; BORIN, M. Effect of injection depth of digestate liquid fraction on soil carbon dioxide emission and maize biomass production. **Ital. J. Agron.**, v. 11, p. 6-11, 2016.

MAUCIERI, C.; NICOLETTO, C.; CARUSO, C.; SAMBO, P.; BORIN, M. Effects of digestate solid fraction fertilization on yield and soil carbon dioxide emission in a horticulture succession. **Ital. J. Agron.**, v. 12, n. 2, p. 116-123, 2017.

MAZZUCO, H.; ZANOTTO, D. L.; DE BRUM, P. A. R. Nutrição é uma das bases da evolução da avicultura de corte no Brasil. 2011. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>>. Acesso em: 3 dez. 2018.

MENDES, A. A. **Panorama da avicultura nacional e perspectivas do setor**. Brasília – DF: Associação Brasileira de Proteína Animal - ABPA, 2014.

MENDONÇA, H. V.; MARTINS, C. G.; ROCHA, W. S. D.; BORGES, C. A. V.; OMETTO, J. P. H. B.; OTENIO, M. H. Biofertilizer replace urea as a source of nitrogen for sugarcane production. **Water Air Soil Pollut.**, v. 229, p. 2016-222, 2018.

MENDONÇA, H. V.; OMETTO, J. P. H. B.; ROCHA, W. S. D.; MARTINS, C. G.; OTENIO, M. H.; BORGES, C. A. V. Crescimento de cana-de-açúcar sob aplicação de biofertilizante da bovinocultura e ureia. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá - PR, v. 9, p. 973-987, 2016.

MENEGUETTI, C. C.; MEZARROBA, S.; GROFF, A. M. Processos de produção do álcool etílico de cana-de-açúcar e os possíveis reaproveitamentos dos resíduos resultantes do sistema. *In*: ENCONTRO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO AGROINDUSTRIAL, 4., 2010, Campo Mourão, PR. **Anais...** Campo Mourão: FECILCAM, 2010. 9 p.

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 Biochem.**, 69, 144–152, 2018.

MÉZES, L.; BIRÓ, G.; SULYOK, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. Novel Approach on the basis of FOS/TAC method. **Oradea**, v. 17, 2011.

MOKOMELE, T.; SOUSA, L. C.; BALAN, V.; RENSBURG, E. V.; DALE, B. E.; GORGENS, J. F. Incorporating anaerobic co-digestion of steam exploded or ammonia fiber expansion pretreated sugarcane residues with manure into a sugarcanebased bioenergy-livestock nexus. **Bioresource Technology**, v. 272, p. 326-336, 2019.

MOUKAZIS, I.; PELLERA, F.-M.; GIDARAKOS, E. Slaughterhouse by-products treatment using anaerobic digestion. **Waste Management**, v. 71, p. 652–662, 2018.

NICOLETTO, C.; GALVÃO, A.; MAUCIERI, C.; BORIN, M.; SAMBO, P. Distillery anaerobic digestion residues: A new opportunity for sweet potato fertilization. **Scientia Horticulturae**, v. 225, p. 38-47, 2017.

NOGUEIRA, A. M. P.; VENTURINI FILHO, W. G. **Aguardente de cana**. Botucatu – SP: Faculdade de Ciências Agronômicas. UNESP, 2005. 71 p.

NOVAK, A. C.; SCHNEIDER, A. H.; SIMÃO, C. A. F.; FRÖHLICH, C. E.; SYDNEY, E. B.; BOSCH, E.; LOFHAGEN, J. C. P.; BAZZO, J.; WILDAUER, L. D. B. S.; MAKISHI, L. M. M.; SOUZA, M.; STUMM, M. G. **Oportunidades da cadeia produtiva de biogás para o estado do Paraná**. Observatórios Sistema FIEP/SENAI. Curitiba: Senai, 2016.

ORRICO JR, M. A. P.; ORRICO, A. N. C.; LUCAS JUNIOR, J. Biodigestão anaeróbia dos resíduos da produção avícola: Cama de frangos e carcaças. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 3, p. 546-554, 2010.

PAGÉS-DÍAZ, J.; PEREDA-REYES, I.; SANZ, J. L.; LUNDIN, M.; TAHERZADEH, M. J.; HORVÁTH, I. S. A comparison of process performance during the anaerobic mono- and co-digestion of slaughterhouse waste through different operational modes. **Journal of Environmental Sciences** (China), p. 1–8, 2017.

PAGÉS-DÍAZ, J.; PEREDA-REYES, I.; TAHERZADEH, M. J.; SÁRVÁRI-HORVÁTH, I.; LUNDIN, M. Anaerobic co-digestion of solid slaughterhouse wastes with agro-residues: Synergistic and antagonistic interactions determined in batch digestion assays. **Chemical Engineering Journal**, v. 245, p. 89–98, 2014.

PAGÉS-DÍAZ, J.; WESTMAN, J.; TAHERZADEH, M. J.; PEREDA-REYES, I.; HORVÁTH, I. S. Semi-continuous co-digestion of solid cattle slaughterhouse wastes with other waste streams: interactions within the mixtures and methanogenic community structure. **Chemical Engineering Journal**, v. 273, p. 28–36, 2015.

PATRICIO, I. S.; MENDES, A. A.; RAMOS, A. A.; PEREIRA, D. F. Overview on the Performance of Brazilian Broilers (1990 to 2009). **Brazilian Journal of Poultry Science**, v. 14, n. 4, p. 233–238, 2012.

PELLERA, F. M.; GIDARAKOS, E. Anaerobic digestion of solid agroindustrial waste in semi-continuous mode: Evaluation of mono-digestion and co-digestion systems. **Waste Management**, v. 68, p. 103–119, 2017.

PERNA, V., CASTELLÓ, E., WENZEL, J., ZAMPOL, C., FONTES LIMA, D. M., BORZACCONI, L., VARESCHE, M.B., ZAIAT, M., ETCHEBEHERE, C. Hydrogen production

in an upflow anaerobic packed bed reactor used to treat cheese whey. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 38, p. 54–62, 2013.

PRATI, L. Geração de energia elétrica a partir do biogás gerado por Biodigestores. 2010. 83p. Monografia (Graduando em Engenharia Elétrica), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

RAIJ, B. V.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed. Campinas - SP: Instituto Agrônômico, 1996.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength waste. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

RONGA, D.; SETTI, L.; SALVARANI, C.; DE LEO, R.; BEDIN, E.; PULVIRENTI, A.; MILC, J.; PECCHIONI, N.; FRANCIA, E. Effects of solid and liquid digestate for hydroponic baby leaf lettuce (*Lactuca sativa* L.) cultivation. **Scientia Horticulturae**, v. 244, p. 172-181, 2019.

ROS C.; LIBRALATO G.; GHIRARDINI A. V.; RADAELLI M.; CAVINATO C. Assessing the potential phytotoxicity of digestate from winery wastes. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, n. 150, p. 26–33, 2018.

RUNHO, R. C.; GOMES, P. C.; ROSTAGNO, H. S.; ALBINO, L. F. T.; LOPES, P. S.; POZZA, P. C. Exigência de Fósforo Disponível para Frangos de Corte Machos e Fêmeas de 1 a 21 Dias de Idade. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa – MG, n. 30, v. 1, p. 187-196, 2001.

SAGULA, A. L. **Biodigestão anaeróbia de cama de frango em codigestão com caldo de cana**. 2012. 69 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia / Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, UNESP, Botucatu, SP, 2012.

SALES, A. C. Registro de estabelecimento, equipamentos para produção e controle de operação da fábrica de aguardente. *In*: CARDOSO, M. G. **Produção de aguardente de cana-de-açúcar**. Lavras: UFLA, 2001. 264 p.

SALMINEN, E.; RINTALA, J. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste--a review. **Bioresource technology**, v. 83, n. 1, p. 13–26, 2002.

SANTOS FILHO, J. I. S.; MIELE, M.; MARTINS, F. M.; TALAMINI, D. J. D. Os 35 anos que mudaram a avicultura brasileira. *In*: SOUZA, Jean Carlos Porto Vilas Boas et al. **Sonho, desafio e tecnologia - 35 anos de contribuições da Embrapa Suínos e Aves**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. cap. 2, p. 59–84.

SCHILLING, M. W.; VIZZIER-THAXTON, Y.; ALVARADO, C. Z. SLAUGHTER-LINE OPERATION | Poultry. **Encyclopedia of Meat Sciences**, v. 3, p. 303–308, 2014.

SHAH, F. A.; MAHMOOD, Q.; RASHID, N.; PERVEZ, A.; RAJA, I. A.; SHAH, M. M. Co-digestion, pretreatment and digester design for enhanced methanogenesis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 627–642, 2015.

SILVA, C. E. F.; ABUD, A. K. S. Anaerobic biodigestion of sugarcane vinasse under mesophilic conditions using manure as inoculum. **Ambiente & Água**, v. 11, n. 4, p. 763-777, 2016.

SIMON, T.; KUNZOVÁ, E.; FRIEDLOVÁ, M. The effect of digestate, cattle slurry and mineral fertilization on the winter wheat yield and soil quality parameters. **Plant Soil Environ**, v. 61, n. 11, P. 522-527, 2015.

SOLÉ-UNDÓ M.; CUCINA M.; FOLCH M.; TÁPIAS J.; GIGLIOTTI G.; GARFÍ, M.; FERRER I. Assessing the agricultural reuse of the digestate from microalgae anaerobic digestion and co-digestion with sewage sludge. **Sci. Total Environ.**, v. 586 p. 1-9, 2017.

SOUSA, D. Z.; PEREIRA, M. A.; SMIDT, H.; STAMS, A. J. M.; ALVES, M. M. Molecular assessment of complex microbial communities degrading long chain fatty acids in methanogenic bioreactors. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 60, n. 2, p. 252–265, 2007.

SOUZA, S. O.; COSTA, S. S. L.; BRUM, B. C. T.; SANTOS, S. H.; GARCIA, C. A. B.; ARAUJO, R. G. O. Determination of nutrients in sugarcane juice using slurry sampling and detection by ICP OES. **Food Chemistry**, v. 273, p. 57-63, 2019.

SUÁREZ-IGLESIAS, O.; URREA, J. L.; OULEGO, P.; COLLADO, S.; DIÁZ, M. Valuable compounds from sewage sludge by thermal hydrolysis and wet oxidation. A review. **Science of the Total Environment**, v. 584–585, p. 921–934, 2017.

TAM, N. F. Y.; TIQUIA, S. Assessing toxicity of spent pig litter using a seed germination technique. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 11, p. 261-274, 1994.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; WOLKWEISS, S. J. Analysis of soil, plants and other materials, UFRS, Porto Alegre, 2 rd ed., 1995.

UBABEF – UNIÃO BRASILEIRA DA AVICULTURA. **Relatório Anual de 2012**. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anuais/2012>>. Acesso em: 21 nov. 2018.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DA CANA-DE-AÇÚCAR - ÚNICA. **Relatório final da safra 2017/2018**. Região Centro Sul – Dez/2018. *On line*. Disponível em: <http://www.unicadata.com.br>. Acesso em: 07 dez. 2018.

VASCO-CORREA, J.; KHANAL, S.; MANANDHAR, A.; SHAH, A. Anaerobic digestion for bioenergy production: global status, environmental and techno-economic implications, and government policies. **Bioresource Technology**, v. 247, n. July 2017, p. 1015–1026, 2018.

VASCONCELOS, J. N. Derivados da cana-de-açúcar. **STAB: açúcar, álcool e subprodutos**, Piracicaba – SP, v. 20, n. 3, p. 16-18, 2002.

VENKITESHWARAN, K.; BOCHER, B.; MAKI, J.; ZITOMER, D. Relating anaerobic digestion microbial community and process function. **Microbiology Insights**, v. 8, p. 37-44, 2015.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE - VDI 4630. Fermentation of organic materials e characterization of the substrate. sampling, collection of material data, fermentation tests. **Association of German Engineers**, Düsseldorf, Germany, 2006.

WALSH, J. J.; JONES, D. L.; EDWARDS-JONES, G.; WILLIAMS, A. P. Replacing inorganic fertilizer with anaerobic digestate may maintain agricultural productivity at less environmental cost. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 175, p. 840-845, 2012.

WANG, P.; WANG, H.; QIU, Y.; REN, L.; JIANG, B. Microbial characteristics in anaerobic digestion process of food waste for methane production-A review. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 29–36, 2018.

WANG, X.; YANG, G.; FENG, Y.; REN, G.; HAN, X. Optimizing feeding composition and carbon-nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. **Bioresource Technology**, v. 120, p. 78–83, 2012.

WILSON, C. A.; NOVAK, J. T. Hydrolysis of macromolecular components of primary and secondary wastewater sludge by thermal hydrolytic pretreatment. **Water Research**, v. 43, n. 18, p. 4489–4498, 2009.

XAVIER, C. A. N. **Caldo de cana-de-açúcar na biodigestão anaeróbia com dejetos de vacas em lactação sob diferentes dietas**. 2009. 104 f. Tese (Doutorado em Zootecnia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, UNESP, Jaboticabal, SP, 2009.

YUAN, H.; ZHU, N. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 429–438, 2016.

ZHANG N.; PENG H.; LI Y.; YANG W.; ZOU Y.; DUAN H. Ammonia determines transcriptional profile of microorganisms in anaerobic digestion. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 49, n. 4, p.770-776, 2018.

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383–392, 2014.

ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 129, p. 170–176, 2013.

ZHOU, M., YAN, B.; WONG, J. W. C.; ZHANG, Y. Enhanced volatile fatty acids production from anaerobic fermentation of food waste: A mini-review focusing on acidogenic metabolic pathways. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 68–78, 2018.

ZUCCONI, F.; PERA, A.; FORTE, M.; BERTOLDI, M. de. Evaluating toxicity of immature compost. **Biocycle**, v. 2, n. 22, p.54-57, 1981.