

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ENGENHARIA DE ENERGIA**

**Métodos de intensificação da biodigestão anaeróbia visando a geração de
eletricidade a partir do biogás.**

Flávio Ferreira Freitas

**Itajubá
2019**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ENGENHARIA DE ENERGIA**

Flávio Ferreira Freitas

**Métodos de intensificação da biodigestão anaeróbia visando a geração de
eletricidade a partir do biogás.**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em
Engenharia de Energia como parte dos requisitos para
obtenção do Título de Mestre em Ciências em Engenharia
de Energia.

Área de Concentração: Sistemas Energéticos

Orientador: Prof. Dr. Osvaldo José Venturini

Coorientador: Prof. Dr. Electo E. Silva Lora

**Itajubá
2019**

DEDICATÓRIA

À minha esposa Ana Letícia Yegros Cuevas e ao Antônio Flávio Yegros Freitas.

AGRADECIMENTOS

À minha esposa Ana Letícia, pela paciência, apoio e carinho.

Aos meus pais Alzemira e Carlos e aos meus irmãos Lílian, Samuel e Ana Paula. Agradeço especialmente à minha irmã Lílian por sempre me ajudar nesta trajetória acadêmica.

À Universidade Federal de Itajubá e aos meus orientadores, Osvaldo e Electo, pelo estímulo, paciência, amizade, conhecimento e colaboração na conclusão deste trabalho.

Ao Jean, Fernando e colegas do Núcleo de Excelência em Geração Termelétrica (NEST), pelo apoio, colaboração e amizade.

À prof(a) Maria Luiza Grillo Reno, Lidiane La Picirelli de Souza e Mateus Rocha por me ajudarem na parte de Análise de Ciclo de Vida.

À CAPES, através do Programa de bolsas, pelo apoio financeiro.

RESUMO

A digestão anaeróbia é um processo complexo e que depende de distintas variáveis, tais como pH do meio, temperatura, agitação do sistema, toxicidade, tipo de substrato, sólidos voláteis e totais, taxa de carga orgânica e também a relação Carbono/Nitrogênio (C/N). Esta última, por sua vez, foi o ponto central no desenvolvimento do trabalho. Esta proporção afeta as bactérias em distintas etapas da biodigestão e, dependendo da concentração desbalanceada de carbono e nitrogênio, pode afetar o metabolismo energético inibindo a produção de biogás. Assim, neste trabalho propõe-se o estudo da codigestão de dejetos suínos com dois co-substratos (silagem de milho e capim-elefante) e um aditivo (carvão vegetal), visando obter estabilidade do processo e aumento da produção de biogás. São avaliados quatro possíveis cenários, tendo como base os substratos, co-substratos e o aditivo indicado acima, considerando a produção e venda de eletricidade por meio do sistema de compensação de energia. Sob a ótica ambiental da Análise de Ciclo de Vida o resultado mostrou que o Cenário II foi aquele que apresentou melhores resultados para o Potencial de Aquecimento Global, Acidificação, Eutrofização, Toxicidade Humana e Oxidação Fotoquímica. O Cenário III, por sua vez, apresentou melhor resultado na categoria de impacto de Depleção da Camada de Ozônio e o Cenário IV para a Depleção Abiótica (Combustíveis Fósseis). A partir da análise econômica realizada, constata-se o incremento na produção de biogás e também a viabilidade econômica do projeto com a codigestão, sendo que o cenário II (dejetos suínos e silagem de capim-elefante) foi aquele que apresentou maior rentabilidade com relação ao Valor Presente Líquido e o Cenário I (dejetos suínos) apresentou maior TIR para as proposições assumidas. O Cenário I apresentou uma TIR de 21,69% e tempo de retorno descontado do capital investido (TRC) de 6,2 anos, enquanto que o Cenário II apresentou uma TIR de 21,14% e TRC de 6,5 anos. O cenário III (dejetos suínos e silagem de milho) e o cenário IV (dejetos suínos e carvão vegetal) não apresentaram viabilidade econômica. Por fim, da Análise de sensibilidade realizada com relação à viabilidade econômica observou-se que dos parâmetros analisados, aquele que possui maior sensibilidade quanto à sua variação foi o preço da energia elétrica.

Palavras-chave: Biogás; Produção energética; Codigestão;

ABSTRACT

Anaerobic digestion is a complex process that depends on varying distances such as average pH, temperature, system agitation, toxicity, substrate type, maximum volumes and valves, organic loading rates and also carbon / nitrogen ratio (C / N). . The latter, in turn, was the central point in the development of the work. This ratio affects how bacteria in different stages of digestion and, depending on the unbalanced concentration of carbon and nitrogen, can affect inhibited energy metabolism in biogas production. Thus, in this licensed work, if you are going to study the coding study of a project with two co-substrates (corn silage and elephant grass) and an additive (charcoal), use the method of obtaining and increasing biogas production. Four possible scenarios are calculated, based on the substrates, co-substrates and additives indicated above, considering the production and sale of electricity through the energy compensation system. From an environmental perspective of Life Cycle Analysis or the result presented in Scenario II, the result of the best results for Global Warming Potential, Acidification, Eutrophication, Human Toxicity and Photochemical Oxidation was presented. Scenario III, in turn, shows the best result in the Ozone Layer depletion impact category and Scenario IV for Abiotic Depletion (Fossil Fuels). From the economic analysis performed, it was found or increased the biogas production and also the economic viability of the project with codigestion, and the scenario II (swine manure and elephant grass silage) was the one that presented higher profitability compared to Net Present Value and Scenario I (Supported Views) Show higher IRR for assumed propositions. Scenario shows an IRR of 21.69% and return on return on invested capital (TRC) of 6.2 years, while Scenario II shows an IRR of 21.14% and TRC of 6.5 years. Scenario III (swine manure and corn silage) and scenario IV (swine manure and charcoal) did not find economic viability. Finally, the Sensitivity Analysis performed in relation to economic viability is calculated on the analyzed parameters, but it has greater sensitivity regarding the variation of the price of electricity.

Keywords: Biogas; Energy production; Codigestion.

SUMÁRIO

RESUMO	5
ABSTRACT	6
SUMÁRIO.....	7
Lista de figuras	10
Lista de tabelas	12
Lista de abreviaturas e siglas	14
Lista de símbolos: letras latinas e gregas.....	16
Capítulo I.....	1
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Objetivos.....	6
1.1.1. Objetivo Geral	6
1.1.1. Objetivos Específicos.....	6
1.2. Estrutura do trabalho.....	6
Capítulo II.....	8
2. Fundamentação Teórica.....	8
2.1. Suinocultura no Brasil e em Minas Gerais	8
2.2. Biogás e Biodigestão	11
2.2.1. Cronologia do Biogás.....	11
2.2.2. Biogás no Brasil	12
2.2.3. Equivalências energéticas	17
2.3. Fundamentos da Biodigestão Aneróbia	18
2.4. Fatores que influenciam à digestão anaeróbia	21
2.4.1. Temperatura	22
2.4.2. Alcalinidade e pH.....	23
2.4.3. Agitação do Sistema.....	24
2.4.4. Codigestão.....	24
2.4.5. Substratos	25
2.4.6. Relação C/N	28
2.4.7. Tempo de Retenção Hidráulica (TRH)	29
2.4.8. Toxicidade/Inibidores.....	30
2.5. Alternativas tecnológicas da digestão anaeróbia	30
2.5.1. Unidades de digestão anaeróbia (biodigestores)	32
2.5.2. Tipo de alimentação	33
2.6. Codigestão	40
2.6.1. Culturas Energéticas Dedicadas (CED)	42

2.6.2. Aditivos ou Material suporte.....	54
2.7. Tecnologias de conversão do biogás	60
2.8. Sistema de compensação de energia elétrica	65
2.9. ACV do Biogás.....	67
2.10. Viabilidade técnica e econômica de plantas de biogás	73
2.11. Uso do biofertilizante no cultivo	74
Capítulo III	78
3. Metodologia.....	78
3.1. Produção de energia elétrica a partir do biogás	80
3.2. Quantidade dos substratos a utilizar	80
3.3. Tempo de Retenção Hidráulica (TRH).....	83
3.4. Dimensionamento do biodigestor tipo lagoa coberta.....	84
3.5. Dados Climatológicos.....	84
3.6. Cenários da pesquisa assumidos	85
3.6.1. Cenário Base (Dejetos Suínos):.....	85
3.6.2. Cenário 2 (Dejetos Suínos + Capim-elefante):	87
3.6.3. Cenário 3 (Dejetos Suínos + Milho):	88
3.6.4. Cenário 4 (Dejetos Suínos + Carvão vegetal):.....	88
3.7. Análise e avaliação de investimento de capital	89
3.7.1. Valor Presente Líquido (VPL)	90
3.7.2. Taxa Interna de Retorno (TIR).....	91
3.7.3. Tempo de Retorno de Capital (TRC) ou Payback (PB).....	92
3.8. Transporte de Co-substratos	93
3.9. Carvão Vegetal e seu Transporte	97
3.10. Uso do biofertilizante no cultivo	99
3.11. Considerações sobre a Análise de Ciclo de Vida - ACV.....	99
3.12. Custo dos Equipamentos e outras considerações para o estudo de viabilidade econômica.....	116
Capítulo IV	121
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	121
4.1. Relação C/N.....	121
4.2. Tempo de Retenção Hidráulica.....	123
4.3. Cálculo do volume do biodigestor, produção diária de biogás, energia térmica e eletricidade	124
4.4. Análise de Ciclo de Vida	133
4.4.1. Potencial de aquecimento global.....	134
4.4.2. Potencial de Acidificação.....	136
4.4.3. Potencial de Eutrofização.....	138

4.4.4. Potencial de toxicidade humana.....	139
4.4.5. Potencial de depleção da camada de ozônio	140
4.4.6. Potencial de oxidação fotoquímica	141
4.4.7. Potencial de depleção abiótica (combustíveis fósseis).....	143
4.4.8. Comparação geral entre os cenários.....	144
4.5. Análise Econômica	148
4.6. Análise de Sensibilidade	154
Capítulo V	164
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	164
5.1. Conclusões	164
5.2. Recomendações e sugestões para trabalhos futuros.....	168
6. Apêndice	169
7. Referências.....	170
8. Anexos	190
Análises de Sensibilidade quanto à diferentes taxas de importação	190
Análises de Sensibilidade quanto à diferentes taxas de juros	191
Análises de Sensibilidade quanto à diferentes preços de energia	192

Lista de figuras

Figura 2.1 - Distribuição do rebanho suíno brasileiro por grande região (Efetivo em cabeças) – 2015.	9
Figura 2.2 - Abate de suínos segregados entre os estados do Brasil - 2015.....	10
Figura 2.3 - Distribuição do rebanho suinícola entre mesorregiões de Minas Gerais (efetivo em cabeças) – 2015	10
Figura 2.4 - Mapa brasileiro dos Centros de Geração a partir de Biogás.....	15
Figura 2.5 - Classificação da fonte de substrato.....	16
Figura 2.6 - Diagrama Esquemático da degradação anaeróbia de compostos orgânicos	21
Figura 2.7 - Taxa de crescimento relativo de microrganismos psicrófilos, mesofílicos e termofílicos.....	23
Figura 2.8 - Produção de biogás a partir de diferentes substratos.....	26
Figura 2.9 - Diagrama esquemático do processo de conversão energética a partir dos dejetos animais.....	31
Figura 2.10 - Produção de gás em uma instalação com três biodigestores descontínuos.....	34
Figura 2.11 - Biodigestor modelo indiano.....	35
Figura 2.12 - Biodigestor modelo chinês.....	36
Figura 2.13 - Biodigestor UASB	37
Figura 2.14 - Biodigestor Biokohler.....	38
Figura 2.15 - Biodigestor de lagoa coberta.....	39
Figura 2.16 - Representação esquemática de ciclo sustentável de codigestão aneróbia de estrume animal e resíduos orgânicos.....	41
Figura 2.17 - Aumento na produção de biogás (%).....	53
Figura 2.18 - Aumento na produção de biogás (%) utilizando o carvão vegetal como aditivo na digestão anaeróbia.....	61
Figura 2.19 - Possibilidades do uso do biogás.....	61
Figura 2.20 - Regressão das eficiências elétrica e térmica de motores-geradores a gás (CHP).....	62
Figura 2.21 - Sistema de Compensação de Energia Elétrica.....	67
Figura 3.1 - Cenário base de Produção de Calor e Eletricidade a partir do Biogás.	86
Figura 3.2 - Biodigestor de lagoa coberta da Fazenda modelo – Oliveira - MG.....	86
Figura 3.3 - Cenário 2 - Produção de biogás a partir da codigestão de silagem de capim elefante e dejetos suínos	87
Figura 3.4 - Cenário 3 - Produção de biogás a partir da codigestão de silagem de milho e dejetos suínos.....	88
Figura 3.5 - Cenário 4 - Produção de biogás a partir da codigestão entre o dejetos suíno e o carvão vegetal.....	89
Figura 3.6 - Relação TIR e TMA em um projeto de investimento.....	92
Figura 3.7 - Custos do transporte de biomassa em USD/ton para 3 tipos de transporte. 95	
Figura 3.8 - Distância entre a cidade de Oliveira - MG à cidade de Divinópolis - MG. 97	
Figura 3.9 - Fluxograma e fronteiras do sistema de produção de bioenergia do estudo	101
Figura 3.10 - Fluxograma e fronteiras do sistema de produção de bioenergia do estudo do Cenário I.....	108
Figura 3.11 - Fluxograma e fronteiras do sistema de produção de bioenergia do estudo do Cenário II e III.....	111
Figura 3.12 - Fluxograma e fronteiras do sistema de produção de bioenergia do estudo do Cenário IV	114

Figura 4.1 - Relação C/N das misturas suíno/capim-elefante e suíno/milho.....	122
Figura 4.2 - Variação do TRH em função da temperatura de trabalho do biodigestor.	124
Figura 4.3 - Volume do Biodigestor em função da temperatura e dos substratos.....	129
Figura 4.4 - Produção diária de Biogás (Nm ³).....	130
Figura 4.5 - Produção diária de eletricidade para cada cenário.....	131
Figura 4.6 - Energia produzida, consumida e compartilhada para cada cenário.	132
Figura 4.7 - Potencial de Aquecimento Global para todas as etapas.....	135
Figura 4.8 - Potencial de Aquecimento Global para o transporte.	136
Figura 4.9 - Potencial de Acidificação para todas as etapas.....	137
Figura 4.10 - Potencial de Acidificação para o transporte.	137
Figura 4.11 - Potencial de Eutrofização.	139
Figura 4.12 - Potencial de Toxicidade Humana.	140
Figura 4.13 - Potencial de Depleção da Camada de Ozônio.	141
Figura 4.14 - Potencial de Oxidação Fotoquímica.	142
Figura 4.15 - Potencial de Depleção Abiótica.....	143
Figura 4.16 - Comparação geral dos Resultados (%).....	145
Figura 4.17 - Categorias de Impacto normalizadas por cenário.....	147
Figura 4.18 - Fluxo de Caixa descontado do Cenário Base (dejeito suíno)	149
Figura 4.19 - Fluxo de Caixa descontado do Cenário II (Dejeito Suíno + Silagem de Capim-Elefante).....	151
Figura 4.20 - Fluxo de Caixa descontado do Cenário III (Dejeito Suíno + Silagem de Milho)	152
Figura 4.21 - Fluxo de Caixa descontado do Cenário IV (Dejeito Suíno + Carvão vegetal)	153
Figura 4.22 - Fluxos de Caixas Acumulados de diferentes cenários (Cenário I (CI), Cenário II (CII), Cenário III (CIII) e Cenário IV (CIV)) em função de diferentes fatores multiplicativos do investimento inicial.	155
Figura 4.23 - Valor Presente Líquido em função de diferentes fatores multiplicativos	156
Figura 4.24 - Taxa Interna de Retorno em função de diferentes fatores multiplicativos	156
Figura 4.25 - Fluxos de Caixas de diferentes cenários (Cenário I (CI), Cenário II (CII), Cenário III (CIII) e Cenário IV (CIV)) em função de diferentes taxas de juros.	159
Figura 4.26 - Valor Presente Líquido em função de diferentes taxas de juros para cada cenário.	159
Figura 4.27 - Fluxos de Caixas de diferentes cenários (Cenário I (CI), Cenário II (CII), Cenário III (CIII) e Cenário IV (CIV)) em função de diferentes tarifas energéticas.	162
Figura 4.28 - Valor Presente Líquido em função de diferentes tarifas de energia.	162
Figura 4.29 - Taxa Interna de Retorno em função de diferentes tarifas de energia.....	162

Lista de tabelas

Tabela 2.1 - Usinas de energia a partir do biogás (2016).....	14
Tabela 2.2 - Equivalências energéticas por m ³ de biogás a CNTP.....	17
Tabela 2.3 - Temperatura ótima de archaeas formadoras de metano	20
Tabela 2.4- Faixas de temperatura e tempo de digestão anaeróbia	22
Tabela 2.5 - Classificação dos substratos para a Digestão Anaeróbia (DA)	27
Tabela 2.6 - Produção estimada de biogás por tipo de resíduo animal	28
Tabela 2.7 - Propriedades dos substratos utilizados na digestão anaeróbia segundo diferentes autores.....	43
Tabela 2.8 – Principais estudos relacionados à codigestão anaeróbia.....	45
Tabela 2.9 – Principais estudos relacionados à digestão anaeróbia utilizando o carvão vegetal como aditivo.....	59
Tabela 2.10 - Análise das principais alternativas para geração combinada de eletricidade e calor utilizando biogás.	63
Tabela 2.11 - Potência, rendimento e emissões de NOx nas tecnologias de geração com biogás.....	64
Tabela 2.12 - Valores máximos admissíveis no solo	75
Tabela 2.13 – Balanço de nitrogênio e fósforo disponíveis a partir de sistemas de biogás.....	76
Tabela 3.1 - Parâmetros utilizados para a avaliação da geração de eletricidade a partir do biogás.....	80
Tabela 3.2 - Parâmetros para avaliação da produção de biogás	82
Tabela 3.3 - Temperaturas máxima média, mínima média e média da cidade de Oliveira - MG.	85
Tabela 3.4 - Parâmetros de transporte da biomassa agrícola.....	94
Tabela 3.5 - Distâncias percorridas para sistemas de codigestão descentralizada	96
Tabela 3.6 - Detalhamento do custo de transporte do carvão vegetal	99
Tabela 3.7 – Inventário do ciclo de vida da matriz energética elétrica brasileira (COLTRO; GARCIA; QUEIROZ, 2003).	103
Tabela 3.8 – Inventário do ciclo de vida do petróleo consumido no Brasil (COLTRO; GARCIA; QUEIROZ, 2003).....	104
Tabela 3.9 - Principais poluentes emitidos pelos tratores agrícolas	106
Tabela 3.10 - Principais poluentes emitidos por veículos de carga pesada.....	106
Tabela 3.11 - Inventário do Ciclo de Vida consolidado do Cenário I (base)	107
Tabela 3.12 - Inventário do Ciclo de Vida consolidado do Cenário II – Capim-elefante	109
Tabela 3.13 - Inventário do Ciclo de Vida consolidado do Cenário III - Milho	112
Tabela 3.14 - Inventário do Ciclo de Vida consolidado do Cenário IV	113
Tabela 3.15 - Nível de abrangência de aplicação por categoria de impacto de cada método de ACV (Análise de Ciclo de Vida)	115
Tabela 3.16 – Custos fixos com a implementação do Projeto de usina de biogás de 1MW (2019).....	117
Tabela 3.17 - Despesas anuais estimadas para a usina de biogás (1000 kW) (2019)...	117
Tabela 3.18 - Custos dos substratos e créditos de energia elétrica.	119
Tabela 3.19 - Proposições assumidas para a avaliação econômica.	120
Tabela 4.1 – Rendimentos dos co-substratos utilizados	124
Tabela 4.2 - Indicadores utilizados no dimensionamento da unidade digestora e no cálculo da produção diária de biogás, eletricidade e calor.	127

Tabela 4.3 – Fatores específicos utilizados no dimensionamento da unidade digestora e no cálculo da área de plantio necessária, produção diária de biogás, eletricidade e calor.	127
Tabela 4.4 – Resumo dos balanços de massa e conversão em eletricidade e calor, a partir de diferentes cenários.....	133
Tabela 4.5 - Resumo do balanço Econômico do Cenário base (Cenário I) (Dejeto Suíno).	148
Tabela 4.6 - Custos relativos ao tipo de transporte de biomassa.....	150
Tabela 4.7 - Resumo do balanço Econômico do Cenário II (Dejeto Suíno + Silagem de Capim-Elefante).....	151
Tabela 4.8 - Resumo do balanço Econômico do Cenário III (Dejeto Suíno + Silagem de Milho).	152
Tabela 4.9 - Resumo do balanço Econômico do Cenário IV (Dejeto Suíno + Carvão Vegetal).	153
Tabela 8.1 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário I com relação à diferentes fatores multiplicativos	190
Tabela 8.2 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário II com relação à diferentes fatores multiplicativos	190
Tabela 8.3 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário III com relação à diferentes fatores multiplicativos	190
Tabela 8.4 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário IV com relação à diferentes fatores multiplicativos	191
Tabela 8.5 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário I com relação à diferentes taxas de juros (%a.a.).....	191
Tabela 8.6 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário II com relação à diferentes taxas de juros (%a.a.).....	191
Tabela 8.7 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário III com relação à diferentes taxas de juros (%a.a.).....	192
Tabela 8.8 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário IV com relação à diferentes taxas de juros (%a.a.).....	192
Tabela 8.9 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário I com relação à diferentes preços de energia (R\$/kWh).	192
Tabela 8.10 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário II com relação à diferentes preços de energia (R\$/kWh).	193
Tabela 8.11 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário III com relação à diferentes preços de energia (R\$/kWh).	193
Tabela 8.12 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário IV com relação à diferentes preços de energia (R\$/kWh).	193

Lista de abreviaturas e siglas

ACV	Análise de Ciclo de Vida
AGR	Resíduos Agroindustriais
AGV	Ácidos orgânicos voláteis
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
BEM	Balço Energético Nacional
CE	Capim-elefante (<i>PENNISETUM PURPUREUM</i>)
CED	Cultura Energética Dedicada
CHP	Combined Heat and Power “Sistema Combinado de calor e energia elétrica”
CIBiogás	Centro Internacional de Energias Renováveis
CIH	Centro Internacional de Hidroinformática
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
CV	Carvão Vegetal
DA	Digestão Anaeróbia
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DIET	Transferência Eletrônica Direta de Interespécies
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DS	Dejeto Suíno
GEE	Gases de Efeito Estufa
GIZ	<i>Deutsche Gesellschaft fur Internationale Zusammenarbeit GmbH</i> “Sociedade Alemã para Cooperação Internacional Ltda”.
GLP	Gás Liquefeito de Petróleo
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMS	Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços
IPCC	Painel Intergovernamental sobre mudanças Climáticas
M	Milho
MtCO ₂ /ano	Milhões de toneladas de dióxido de carbono por ano
mm ² a	Milímetros quadrados ao ano
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
pH	Potencial Hidrogeniônico
PB	Payback

PROBIOGÁS	Projeto Brasil-Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil
PRODIST	Procedimentos de Distribuição de Energia elétrica no Sistema Elétrico Nacional
Relação C:N ou C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
REN	Resolução Normativa
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RA	Resíduos Animais
SS	Sólidos Suspensos
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
SCE	Silagem de Capim-elefante
SM	Silagem de Milho
T	Temperatura
TIR	Taxa Interna de Retorno
TMA	Taxa Mínima de Atratividade
Ton	Toneladas
TRC	Tempo de Retorno de Capital ou Payback
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
T _{mínima}	Temperatura média mínima local mensal
T _{máxima}	Temperatura média máxima local mensal
T _{média}	Temperatura média mensal
T _{média-anual}	Temperatura média anual
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket “Reatores anaeróbicos de fluxo ascendente”
UNIFEI	Universidade Federal de Itajubá
USD	Dólar americano (US\$)
VPL	Valor Presente Líquido

Lista de símbolos: letras latinas e gregas

CC_{diesel}	$\frac{km}{l_{diesel}}$	Consumo de combustível diesel;
C	R\$	Custo do equipamento a classificar;
C_o	R\$	Custo referência do equipamento.
$C_{mês}$	R\$/mês	Custo de transporte mensal;
CV	R\$/km	Custo variável por quilômetro;
CF	R\$/mês	Custo fixo de transporte;
$C_{R\$/ton}$	R\$/ton	Custo de transporte por tonelada.
E	MWh	Eletricidade anual gerada;
E_e	tonCO ₂	Emissões anuais evitadas de CO ₂ ;
E_f	tonCO ₂ /MWh	Fator de emissão de CO ₂ para a matriz elétrica brasileira;
E_{fo}	tonCO ₂ /MWh	Fator de emissão marginal para construção de usinas na matriz elétrica brasileira;
E_{fc}	tonCO ₂ /MWh	Fator de emissão marginal para operação na matriz elétrica brasileira;
FC_t	R\$	Fluxos de caixa dos valores envolvidos que ocorrem em n períodos;
FME_{diesel}	$\frac{kg_{CO_2}}{l_{diesel}}$	Fator médio de emissão do diesel
I	R\$	Investimento inicial;
K	-	Relação entre carbono e nitrogênio da mistura de diferentes matérias-primas
KM	km	Distância percorrida por mês
M	kWe	Tamanho do equipamento a classificar
M_o	kWe	Tamanho referência do equipamento.
$N_{mês}^o$	-	Quantidade de viagens por mês;
P_{CO_2}	$\frac{ton_{CO_2}}{litro_{diesel}}$	Produção anual de dióxido de carbono;
$Q_{\frac{ton}{mês}}$	ton/mês	Quantidade de co-substrato transportado mensalmente [];
R_t	m ³ /ton	Rendimento de biogás da mistura;
R_1	m ³ _{biogás} /ton	Rendimento de biogás do substrato ou co-substrato 1;
R_2	m ³ _{biogás} /ton	Rendimento de biogás do substrato ou co-substrato 2;

R_n	$m^3_{\text{biogás}}/\text{ton}$	Rendimento de biogás do substrato ou co-substrato n;
d	km	Distância de transporte de co-substrato;
i	%	Taxa mínima de atratividade, taxa de desconto ou taxa de juros comparativa;
n	-	Número de períodos envolvidos no fluxo de caixa.
w_o e w_B	-	Pesos para as fases de operação e construção, respectivamente;
x_1	-	Fração mássica do substrato ou co-substrato 1;
x_2	-	Fração mássica do substrato ou co-substrato 2;
x_n	-	Fração mássica do substrato ou co-substrato n;

Capítulo I

1. INTRODUÇÃO

As recentes crises hídricas que o Brasil vem sofrendo tem revelado a fragilidade da matriz energética brasileira ainda concentrada na hidroeletricidade. Desta maneira surgem diferentes tendências no sentido de ampliar e diversificar a matriz energética com fontes alternativas e ao mesmo tempo sustentáveis de energia, já que investir em fontes fósseis seria andar na contramão do desenvolvimento limpo e sustentável.

Entre as fontes alternativas em que o Brasil tem investido cita-se em grande peso a energia eólica, que já se mostrou viável em muitas localidades do país e hoje conta com uma participação aproximada de 8,6% da energia elétrica produzida no país. A energia solar também tem experimentado um importante crescimento no país, apesar de ainda representar uma pequena parcela de contribuição na matriz energética (1,2%). A biomassa por sua vez, tem apresentado um crescimento menor comparado com a energia eólica, no entanto, o país apresenta um potencial enorme de aproveitamento e desfruta de condições privilegiadas para a produção de biomassa. Hoje a participação da biomassa na matriz de energia elétrica é de aproximadamente 8,7%, sendo que a maior parte desta energia é proveniente da queima do bagaço de cana-de-açúcar, um resíduo agroindustrial da produção do etanol e açúcar (ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. BANCO DE INFORMAÇÕES DE GERAÇÃO, 2019).

As principais vantagens do Brasil, que o torna singular na produção de biomassa, são a grande extensão territorial, dos quais 9% (76,6 milhões ha) estão ocupados por

culturas anuais perenes e florestas plantadas, dispondo ainda de mais 12% (102 milhões ha) para novos cultivos (BUENO; ESPERANCINI; TAKITANE, 2009), clima tropical com elevada radiação solar, alta capacidade de produção de biomassa energética com grande diversidade de espécies nativas e exóticas, tais como algodão, amendoim, coco, dendê, eucalipto, girassol, macaúba, mamona, milho e soja e conhecimento científico e tecnológico na área agrícola (GAZZONI, 2006).

A fim de reduzir a dependência dos combustíveis fósseis e aproveitar a energia da biomassa, a bioenergia se desenvolve como a chave para melhorar o padrão de vida dos países em desenvolvimento. O aproveitamento da biomassa pode se dar por diferentes vias, seja através de processos termoquímicos de conversão de energia, tais como, a combustão, pirólise e gaseificação, ou processos biológicos como a digestão anaeróbia. A digestão anaeróbia (DA), apesar de complexa, é uma tecnologia adequada e eficiente para o tratamento de matéria orgânica. A complexidade do tratamento biológico é a consequência dele envolver vários microrganismos que são afetados por diversos fatores como pH do meio, tipo de substrato, agentes tóxicos, temperatura, tempo de retenção hidráulica, entre outros (EBNER et al., 2015; GARNIER, 2014; WU et al., 1999).

Nos últimos anos tem-se percebido um aumento no uso do biogás não somente para geração de energia elétrica, mas também pelas famílias das zonas rurais, para suprir suas necessidades energéticas, tais como, energia para aquecimento, iluminação e até mesmo em grupos motogeradores para geração de eletricidade, além do biofertilizante para o solo (VIEIRA; MIRANDA, 2016).

A produção de biogás para geração de energia térmica e elétrica a partir da biomassa residual tem um papel fundamental na descentralização da geração de renda e energia. Assim, a geração em pequenas unidades tem um forte impacto na economia local devido à produção de energia a partir do biogás. O autor destaca também a importância de avaliar a geração de energia não somente através da medição energética em quilowatt hora, mas também em qualidade ambiental e desenvolvimento microeconômico local (BLEY-JÚNIOR et al., 2009).

Além do importante papel social e econômico do uso do biogás como já citado anteriormente cabe destacar também sua importância no tratamento de dejetos. Os dejetos e resíduos de origem animal e vegetal quando não tratados provocam passivos ambientais, pois, seu descarte de forma inadequada pode causar a contaminação do lençol freático e corpos hídricos, eutrofização aquática, redução da disponibilidade de oxigênio na água e

diminuição da fotossíntese. Todos estes efeitos resultam em uma água imprópria para o consumo, afetando assim a saúde pública.

A geração de energia a partir do biogás apresenta os seguintes benefícios: redução do conteúdo orgânico e seu respectivo potencial poluente; diminuição da matéria descartada e depositada no ambiente; redução da emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE) e fixação da população em suas comunidades a partir da descentralização de renda, energia e emprego.

Apesar do Brasil ser um grande produtor de biomassa, a participação do biogás no setor elétrico brasileiro é ínfima, não chega a 0,01%, sendo que destes, 92,56% da eletricidade produzida a partir do biogás é proveniente de resíduos sólidos urbanos. Assim, a busca por tecnologias para o aumento da participação no mercado elétrico brasileiro da energia proveniente do biogás deve ser pesquisada e explorada. A Tabela 2.1 apresenta as unidades de produção de biogás localizadas no Brasil, sendo que o biogás pode ser proveniente de resíduos sólidos urbanos (RSU), resíduos agroindustriais (AGR) e resíduos animais (RA) (ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. BANCO DE INFORMAÇÕES DE GERAÇÃO, 2019).

Outros aspectos que devem ser avaliados na produção de biogás são os parâmetros físico-químicos da biomassa, que permitem calcular a produção de biogás em condições ótimas, a partir da digestão anaeróbia. Os principais parâmetros da matéria orgânica que devem ser analisados são: DQO (Demanda Química de Oxigênio), DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e nutrientes como nitrogênio, fósforo, potássio e cálcio. Estes parâmetros, nos efluentes líquidos, permitem determinar a carga orgânica da biomassa.

O tratamento de resíduos de biomassa para a geração de biogás, quando viável sob o ponto de vista técnico e econômico, certamente o será sob a ótica ambiental, dado as transformações causadas por estes contaminantes no meio ambiente. Quando tratado e disposto de forma adequada, o efluente químico com alto conteúdo orgânico se constitui em biogás e biofertilizante. Este último, um dos subprodutos do processo de biodigestão, é um adubo natural que ajuda na recuperação de nutrientes e correção do solo.

Outro fator que deve ser destacado na importância do tratamento dos resíduos orgânicos é a redução de gás metano emitido a atmosfera por meio da sua conversão em dióxido de carbono. O gás metano apresenta um potencial poluidor aproximadamente 32 vezes maior do que o gás carbônico. Na reação de combustão do biogás ocorre a conversão do gás metano em dióxido de carbono e água. Além disto, por ser uma reação

exotérmica envolvendo a queima de um gás há a liberação de calor que pode ser aproveitado de distintos modos, como por exemplo na geração de eletricidade.

Em 2012 surgiu a primeira norma regulamentadora no Brasil que define a produção de energia elétrica a partir do biogás para baixas potências geradas (REN 482/2012, alterada pela nº 687/2015) e sua classificação dentro da mini e microgeração distribuída. Portanto, quanto à produção de energia, de acordo com ANEEL (2016), a microgeração distribuída é caracterizada por gerar energia elétrica com potência instalada menor ou igual a 75 kW, enquanto a minigeração distribuída se refere às centrais geradoras com potência instalada superior a 75 kW e menor ou igual a 3MW para fontes hídricas, ou 5MW para outras fontes como o biogás (ANEEL, 2016).

Como a geração distribuída é caracterizada por baixa potência, é incluída diretamente na rede de distribuição de energia, reduzindo as perdas e gastos adicionais com a transmissão. A geração de energia na localidade, quando proveniente da biomassa, também é importante para a geração de renda local e redução de consumo de combustíveis fósseis. Consequentemente ocorrerá a menor dependência dos combustíveis fósseis na matriz energética elétrica brasileira. Assim, a produção de energia a partir do biogás contribui não somente para redução de gases efeito estufa via conversão de gás metano em gás carbônico, como também para a redução de consumo de combustíveis de origem não renovável.

Os incentivos fornecidos no Brasil por meio de políticas públicas abaixo destacadas, contribuem para que projetos de produção de energia a partir da biomassa alcancem mais facilmente a viabilidade econômica. Assim, a isenção de impostos como o ICMS e a criação de fundos de financiamento de créditos a baixas taxas de juros viabilizam projetos e empreendimentos como estes.

Sem os sistemas de incentivo muitos projetos não seriam economicamente viáveis. Cabe destacar que a resolução da ANEEL para a micro e minigeração distribuída foi um grande avanço para o país, pois permitiu, pelo sistema de compensação de energia elétrica, a geração e consumo de energia de forma simultânea para uma única propriedade (WRIGHT; BROWN, 2007)

Por meio da conexão com a rede, é possível viabilizar projetos de geração de energia, pois a energia gerada pode ser comparada sob a ótica do preço utilizado pela concessionária e não pelo preço de venda da energia em leilões da ANEEL. Através da compensação, a energia elétrica injetada no sistema e consumida por outras unidades, fica

disponível para o usuário por meio de créditos energéticos que podem ser utilizados em até 60 meses (WRIGHT; BROWN, 2007).

Outro avanço do Brasil está na viabilização de projetos de biogás em parcerias com centros internacionais, como o governo alemão, por meio do Projeto Brasil-Alemanha de Promoção do Uso do Biogás no Brasil, PROBIOGÁS, cujo objetivo é aumentar de modo eficiente a contribuição do setor agrícola e agroindustrial na produção de biogás dentro da matriz energética nacional. Além disto, foi criado pelo Centro Internacional de Energias Renováveis (CIBiogás), em parceria com o Centro Internacional de Hidroinformática (CIH), com o apoio do PROBIOGÁS, o Mapa de Biogás. O mapa é uma ferramenta iterativa, pública e on-line que tem como objetivo disseminar informações tais como: a capacidade das unidades de produção de biogás, a origem do substrato, a produção média de biogás, a situação da planta (se em fases de instalação ou operação), e a aplicação de energia do biogás (térmico, elétrico, mecânico ou biometano/veículos), bem como sua localização geográfica dentro do mercado brasileiro.

Desta forma pretende-se avaliar os impactos ambientais associados a co-digestão e sua conversão em eletricidade. Este estudo foi realizado para a cidade de Oliveira – MG com a codigestão de dejetos suínos com diferentes co-substratos (silagem de capim elefante e silagem de milho) e um aditivo (carvão vegetal). Este estudo foi feito desta forma seguindo os seguintes critérios: 1) alta produção de suínos na Fazenda modelo de Oliveira – MG e a necessidade do tratamento do dejetos suíno; 2) as silagens de capim elefante e silagem de milho estão entre as culturas mais adequadas para a produção de biogás e sua utilização como co-substrato (GONZÁLEZ-GARCÍA et al., 2013; POESCHL; WARD; OWENDE, 2012);

Diante deste contexto, o presente trabalho propõe o estudo da codigestão em comparação com a monodigestão. E para isto, apresenta também a análise da viabilidade econômica e ambiental através da Análise de Ciclo de Vida de 4 cenários de geração de eletricidade a partir do biogás. O primeiro cenário denominado cenário base é composto pelo aproveitamento único do dejetos suíno, o segundo com a codigestão dos dejetos suínos com silagem de capim elefante, o terceiro utilizando a codigestão dos dejetos suínos e silagem de milho e por fim, utilizando o carvão vegetal como aditivo em conjunto com os dejetos suínos.

1.1. Objetivos

1.1.1. Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho é avaliar o potencial da codigestão do dejetos suíno com 2 co-substratos (silagem de milho e capim-elefante) e 1 aditivo (carvão vegetal) na produção de biogás usando a geração de eletricidade e ainda realizar o estudo de viabilidade econômica e ambiental (ACV) deste processo.

1.1.1. Objetivos Específicos

Para a execução do objetivo geral, será necessário atingir os seguintes objetivos específicos:

- Estimar o acréscimo da produção de biogás utilizando a codigestão dos dejetos suínos com silagem de capim elefante;
- Estimar o acréscimo da produção de biogás utilizando a codigestão dos dejetos suínos com silagem de milho;
- Estimar o acréscimo da produção de biogás utilizando o carvão vegetal como aditivo para aumentar a produção de biogás segundo parâmetros da literatura.
- Comparar os diferentes cenários e avaliar a viabilidade técnico-econômica de cada um, visando determinar qual deles se adequa melhor às condições da Fazenda modelo – MG.
- Realizar a análise ambiental a partir da Análise de Ciclo de Vida (ACV) para cada cenário modificado proposto incluindo o cenário base.

1.2. Estrutura do trabalho

O Capítulo 1 apresenta um panorama do biogás para a diversificação da matriz energética elétrica brasileira e também como fator descentralizador na geração de emprego, renda e energia. Além disto, são apresentados os objetivos no desenvolvimento do trabalho e sua estrutura.

O Capítulo 2 apresenta a fundamentação teórica do trabalho, no que diz respeito ao biogás e ao seu processo de formação, bem como os fundamentos da biodigestão

anaeróbia e os fatores que influenciam no processo. Desta forma apresenta-se o estado da arte do que se tem visto com relação ao tema no Brasil e no mundo.

No Capítulo 3 são apresentadas as tecnologias existentes para a conversão da matéria orgânica em biogás através da biodigestão, as unidades digestoras e suas especificidades, a codigestão, o atual sistema brasileiro de compensação de energia elétrica, a produção de biogás no Brasil, trabalhos relacionados a ACV do biogás e estudos que apresentam a viabilidade técnica e econômica de plantas de biogás. Além disto é apresentada a metodologia do trabalho, onde descrevem-se as fases e características do processo de conversão da energia do resíduo orgânico em eletricidade. São apresentados os fatores, parâmetros e hipóteses que devem ser assumidas na pesquisa em geral e no dimensionamento do projeto. O projeto inclui o dimensionamento da unidade digestora para a produção de biogás e eletricidade e avaliação técnica e econômica do projeto. Estas análises são feitas para distintos cenários que consideram o uso ou não da codigestão anaeróbia.

No capítulo 4 são apresentados os resultados da avaliação técnica e econômica da mono e codigestão anaeróbia a partir dos 4 cenários propostos, estudados e avaliados. Além disto, no capítulo são apresentados também os resultados concernentes à Análise de Ciclo de Vida de cada Cenário a partir de 6 categorias de impacto analisadas: Potencial de Aquecimento Global, Potencial de Acidificação, Potencial de Eutrofização, Potencial de toxicidade humana, Potencial de Depleção da camada de ozônio, Potencial de Oxidação Fotoquímica e Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis). Neste capítulo é definido qual o melhor cenário a depender da análise, seja ela, econômica ou ambiental (dentro das categorias de impacto analisadas) e dentro dos parâmetros avaliados. Além disto, define-se também a proporção de substrato base e co-substrato para que seja alcançado a ideal relação C:N.

Por fim, no Capítulo 5 apresenta-se as conclusões do trabalho e sugestões e recomendações para trabalhos futuros.

Capítulo II

2. Fundamentação Teórica

2.1. Suinocultura no Brasil e em Minas Gerais

A suinocultura no Brasil está distribuída por diferentes regiões e apresenta diferentes modelos no que tange a escala de produção, arranjo produtivo entre a produção e o processamento, bem como o nível de tecnologia agregado. Na região Sul por exemplo, predominam pequenos suinocultores integrados e especializados em fases específicas da produção do suíno. A região sudeste, no entanto, já é marcada por produtores independentes com produção de ciclo completo.

No Brasil, a suinocultura está presente em 46,5% das 5,8 milhões de propriedades rurais. O plantel reprodutivo brasileiro é de 1.720.255 matrizes, tendo produzido 39.263.964 suínos para abate em 2015. Esta produção de carne suína contabiliza R\$ 62,576 bilhões ao Produto Interno Bruto (PIB) (NEVES et al., 2016).

A partir do final da década de 1990, os frigoríficos brasileiros passaram a ganhar força no mercado internacional e com isso tiveram que aumentar os investimentos em tecnologia, qualidade e higiene animal. Com o expressivo aumento da produção de suínos, surge a preocupação do destino e manejo dos seus dejetos. Assim, das alternativas existentes, as principais estão na produção direta de biofertilizante em plantações e nutrientes para manejo de peixes e na produção energética, tanto para o consumo próprio,

como para a comercialização do excedente, por meio do biogás produzido a partir da digestão anaeróbia com o uso de biodigestores.

A suinocultura é uma atividade presente em todas as regiões do Brasil, tendo como principal produtora, a região Sul, seguida pela região Sudeste, como é possível perceber através do mapa da Figura 2.1.



Figura 2.1 - Distribuição do rebanho suíno brasileiro por grande região (Efetivo em cabeças) – 2015.

Fonte: (“IBGE”, 2016)

Dentre as regiões produtoras, cabe destacar a produção e manejo de suínos do estado de Minas Gerais. O estado tem um papel relevante no cenário nacional e em 2015 foi o 4º maior, no número de abate de suínos, estando atrás apenas de Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Paraná. O gráfico abaixo apresenta a relação dos principais estados produtores de suínos no Brasil e sua relevância dentro do mercado nacional, como mostrado na Figura 2.2.



Figura 2.2 - Abate de suínos segregados entre os estados do Brasil - 2015

Fonte: (“IBGE”, 2016)

O estado de Minas Gerais por ser extenso territorialmente é dividido em mesorregiões. Dentre as regiões destaca-se o Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba com 39% do rebanho de suínos, seguido da Zona da Mata com 21%. A mesorregião Oeste de Minas onde está situada a cidade de Oliveira – MG, possui 5% do rebanho do estado, como mostrado na Figura 2.3.

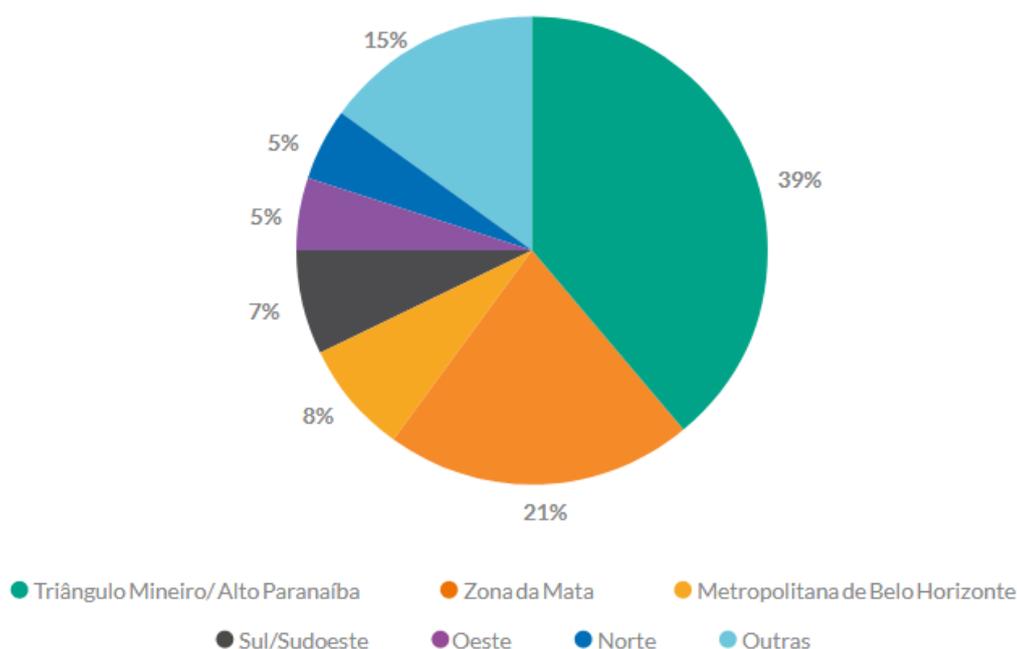


Figura 2.3 - Distribuição do rebanho suinícola entre mesorregiões de Minas Gerais (efetivo em cabeças) – 2015

Fonte: (“IBGE”, 2016)

2.2. Biogás e Biodigestão

O biogás, é um gás de origem biológica produzido a partir da decomposição da matéria orgânica em condições de ausência de oxigênio cujos principais componentes são: metano e dióxido de carbono, além de traços de nitrogênio, sulfeto de hidrogênio e monóxido de carbono (DEMIREL et al., 2010; FNR, 2010).

A queima do combustível gera a produção de forma direta e indireta, respectivamente, de calor e eletricidade. Na geração de eletricidade é necessário que existam outros processos de conversão de energia, transformando a energia térmica em energia mecânica e esta em eletricidade.

A produção de biogás é importante, não somente desde o ponto de vista da obtenção de um gás combustível para a geração de energia, mas também é uma forma de disposição e tratamento de resíduos sólidos e efluentes. Assim, os potenciais benefícios da biodigestão, não estão somente no viés econômico na geração de emprego e renda, mas também no viés ambiental na disposição adequada da matéria orgânica.

Na decomposição da matéria orgânica a partir de microrganismos anaeróbicos dois subprodutos são formados, o biogás e um sólido biodigerido. O sólido biodigerido, pode ser utilizado como adubo natural para a pastagem. Com isto, há múltiplos ganhos na conversão química da matéria orgânica, seja para geração de calor, eletricidade, energia mecânica, tratamento de efluentes e resíduos orgânicos, ou no enriquecimento e tratamento do solo (GARFÍ et al., 2011).

2.2.1. Cronologia do Biogás

As primeiras tentativas de se aproveitar a biomassa proveniente de restos de comida e dejetos em geral, ocorreram no século XIX, com biodigestores na Nova Zelândia e Índia. Na Índia em 1857 foi construída a primeira usina de biogás, cuja finalidade era de fornecer combustível para um hospital de portadores de hanseníase de Bombaim (NOGUEIRA, 1986). Historicamente, os biodigestores foram desenvolvidos na Índia a partir de 1970, possuindo em torno de 2.500 instalações em uso, destinadas para a produção de gás e também de adubo (MASCARÓ, 2010). A Índia, com o intuito de diminuir a contaminação ao meio ambiente gerado pelo esgoto começa a utilizar a

biodigestão anaeróbia para produção de biogás a partir de esgotos humanos (BOND; TEMPLETON, 2011).

A intensificação do uso do biogás ocorreu particularmente durante a 2ª Guerra Mundial na Alemanha, e posteriormente, em toda a Europa, devido à escassez de recursos energéticos. A partir de 1970 começaram a surgir na África e América Latina os primeiros biodigestores (BOND; TEMPLETON, 2011). No Brasil houve um crescimento e desenvolvimento de biodigestores rurais na década de 80, período em que houve um suporte do Ministério da Agricultura e de Minas e Energia com a instalação de aproximadamente 8.000 unidades. Estes biodigestores eram pequenos e simples, e os modelos mais utilizados eram os modelos chinês e indiano (ANDRADE et al., 2002).

No setor brasileiro, houve uma expansão no desenvolvimento de projetos para geração de biogás e construção de biodigestores em meados do ano 2000 cujo propulsor foi a implantação do mercado de créditos de carbono. Além disto, cooperações internacionais têm sido criadas com o propósito de desenvolver projetos de pesquisa para o aproveitamento e tratamento de efluentes e resíduos sólidos na geração de biogás. Um destes projetos é o intitulado Projeto Brasil-Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil (PROBIOGÁS) (PIÑAS, 2016).

2.2.2. Biogás no Brasil

Apenas a partir de 2010, o biogás começou a ser considerado um ativo energético na geração de energia no Brasil. Por mais de 40 anos (1970 – 2010) a importância do biogás não foi percebida dentro dos sistemas produtivos como produto energético, sendo considerado um subproduto sem valor econômico agregado (BLEY JR., 2015; MATHIAS; MATHIAS, 2015).

As tecnologias de conversão de energia a partir de resíduos ainda são novas no país e consiste em qualquer processo de tratamento e que produza energia na forma de eletricidade, calor ou combustíveis. Além disto, estas tecnologias podem ser aplicáveis a variados tipos de resíduos em seus diversos estados físicos (CIGOLOTTI, 2012).

Segundo os dados disponibilizados de geração de energia elétrica a partir do biogás pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) (FREITAS et al., 2019), o Brasil, em 2016, conforme mostra a Tabela 2.1 possuía aproximadamente 121 MW de potência instalada. As usinas termoelétricas em operação, tinham uma capacidade total de energia proveniente do biogás de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) de 66.476 kW,

aproximadamente 2099 kW a partir de Resíduos animais (RA) e 1822 kW a partir de Resíduos Agroindustriais (AGR). Este resultado demonstra a baixa presença de usinas termoelétricas operando com resíduos animais e resíduos agroindustriais e a necessidade de incentivá-las.

Tabela 2.1 - Usinas de energia a partir do biogás (2016).

Usina elétrica	Cidade-Estado	Fonte	Potência Supervisionada (kW)	Participação por fonte (%)
Salvador	Salvador - BA	Biogás - RSU	19.730	96,77
São João Biogás	São Paulo - SP	Biogás - RSU	21,560	
Energ-Biog	Barueri - SP	Biogás - RSU	30	
Asja BH	Belo Horizonte - MG	Biogás - RSU	4278	
Arrudas	Belo Horizonte - MG	Biogás - RSU	2400	
Ambiente	Ribeirão Preto - SP	Biogás - RSU	1500	
Biotérmica Recreio	Minas do Leão - RS	Biogás - RSU	8556	
Uberlândia	Uberlândia - MG	Biogás - RSU	2852	
Asja Sabará	Sabará - MG	Biogás - RSU	2852	
CTR Juiz de Fora	Juiz de Fora - MG	Biogás - RSU	4278	
Itajaí Biogás	Itajaí - SC	Biogás - RSU	1065	
Termoverde Caieiras	Caieiras - SP	Biogás - RSU	29,547	
Guatapará	Guatapará - SP	Biogás - RSU	5704	
Bandeirantes	São Paulo - SP	Biogás - RSU	4624	
Curitiba Energia	Fazenda Rio Grande - PR	Biogás - RSU	4278	
Tecipar	Santana de Parnaíba - SP	Biogás - RSU	4278	
Ronaldo de Freitas Silva	Uberlândia - MG	Biogás - RA	120	1,73
Fazenda Nossa Senhora de Fátima	Perdizes - MG	Biogás - RA	175,2	
Unidade Industrial de Aves	Matelândia - PR	Biogás - RA	160	
Unidade Industrial de Vegetais	Itaipulândia - PR	Biogás - RA	40	
ETE Ouro Verde	Foz do Iguaçu - PR	Biogás - RA	20	
Leite De Estrela	Céu Azul - PR	Biogás - RA	110	
Fazenda da Luz	Abelardo Luz - SC	Biogás - RA	810	
Granja Makena	Patrocínio - MG	Biogás - RA	80	
Ajuricaba	Marechal Cândido Rondon - PR	Biogás - RA	80	
Fazenda Nossa Senhora do Carmo	Ituiutaba - MG	Biogás - RA	80	
Granja São Roque	Videira - SC	Biogás - RA	424	
Cogeração Bio Springer	Valinhos - SP	Biogás - AGR	848	1,5
Adelar Piaia	Três Passos - RS	Biogás - AGR	100	
Cetrel Bioenergia JB	Cachoeirinha - PE	Biogás - AGR	874	
	Total		121.453,2	100

Fonte: (FREITAS et al., 2019)

As usinas geradoras de biogás estão concentradas no Sul e Sudeste do Brasil, porém existem algumas unidades no Nordeste e também no Centro-oeste, como se observa a Figura 2.4.



Figura 2.4 - Mapa brasileiro dos Centros de Geração a partir de Biogás.

Fonte: Adaptado de (FREITAS et al., 2019)

Percebe-se, que existe uma concentração das unidades geradoras de biogás na região Sul e Sudeste do país, sendo que os marcadores azul, amarelo e verde indicam o tamanho da unidade atendendo à produção de biogás, classificada como grande (mais de 12000 m³/dia), média (cerca de 2000 a 12000 m³/dia) e pequena (menor a 2000 m³/dia), respectivamente (FREITAS et al., 2019).

No portal do programa CIBiogás é possível visualizar e também interagir com o Mapa brasileiro dos Centros de Geração de Produção de Biogás ao clicar em cada marcador, e assim conhecer, a categoria da unidade, a origem do substrato, a produção média de biogás, a situação da planta (se em fases de instalação ou operação), o tamanho e a aplicação de energia do biogás (gás térmico, elétrico, mecânico ou biometano para uso veicular) (CIBIOGÁS, 2018).

O Mapa de Biogás é uma plataforma pública e on-line criada pelo Centro Internacional de Energias Renováveis (CIBiogás) em parceria com o Centro Internacional

de Hidroinformática (CIH) e com o apoio do Projeto Brasil-Alemanha para promover o uso do biogás no Brasil (PROBIOGÁS). A iniciativa mostra as usinas que já estão em fase de instalação ou de operação, contribuindo para a disseminação de informações sobre o potencial de produção, unidades de produção existentes, tecnologias disponíveis, projetos de pesquisa e desenvolvimento, linhas de financiamento, legislação e regulamentos, consultores e fornecedores, contribuindo assim para o desenvolvimento do setor no Brasil (CIBIOGÁS, 2018).

O potencial de produção de eletricidade a partir da biomassa, com a produção de biogás tem crescido no Brasil, sendo que em 2015 haviam 127 usinas de biogás no Brasil usando resíduos agrícolas e industriais, bioresíduos, lodo de esgoto e gás de aterro. Estas usinas produziam cerca de 1,6 milhão de Nm³/dia (584 bilhões de m³ de biogás/ano), produzindo cerca de 3835 GWh de eletricidade (IEA, 2015; “REN21. Renewables 2015 Global Status Report, Renewable Energy Policy Network for the 21st Century”, 2015). Além disto, a capacidade instalada de geração de eletricidade aumentou significativamente de 196 MW em 2015 para 450 MW em 2016 (IRENA, 2016).

A Figura 2.5 classifica as fontes de substrato em cinco classes, de acordo com o tipo de instalação que o produz para a biodigestão como apresentado.

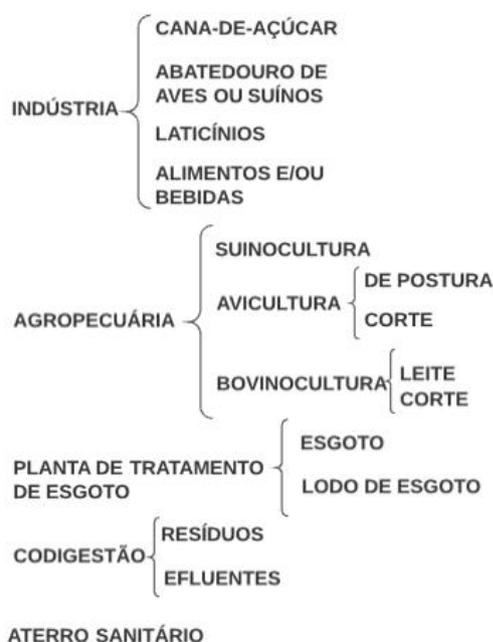


Figura 2.5 - Classificação da fonte de substrato

Fonte: Adaptado de (FREITAS et al., 2019)

Aproximadamente 96,75% da energia elétrica proveniente do biogás no Brasil são de resíduos sólidos urbanos, 1,75% de resíduos animais e 1,5% de resíduos agroflorestais (FREITAS et al., 2019).

2.2.3. Equivalências energéticas

O metano (CH₄) tem um poder calorífico de aproximadamente 9,81 kWh/Nm³ (35,3 MJ/Nm³). Já o conteúdo energético do biogás, que contém 45 – 85% de metano, 15 – 45% de dióxido de carbono e pequenas quantidades de sulfeto de hidrogênio (H₂S), amônia (NH₃) e gás nitrogênio (N₂), pode variar entre 4,5 e 8,5 kWh/Nm³ (16,2 e 30,6 MJ/Nm³) dependendo da proporção dos compostos gasosos acima mencionados. Em condições normais o biogás apresenta cerca de 65% de metano, o que lhe confere um conteúdo energético aproximado de 6,5 kWh/Nm³ (23,4 MJ/Nm³) (ERIKSSON, 2010).

Na Tabela 2.2 é mostrada a equivalência energética do biogás com outras fontes de energia, segundo diversos autores. Cabe destacar que há algumas variações e isto se dá basicamente, pelas considerações de cada autor, como composição do biogás, umidade, eficiência de conversão e fatores de padronização que podem variar.

Tabela 2.2 - Equivalências energéticas por m³ de biogás a CNTP

Energético	Nogueira (1986)	Motta (1986)	Ferraz & Marriel (1980)	Cortez et al. (2008)	Herrero (2008)	Lora et al. (2012)
Gasolina (L)	0,61	0,70	0,61	0,61	0,75	0,61-0,70
Querosene (L)	0,62	-	0,58	-	-	-
Óleo diesel (L)	0,55	-	0,55	0,56	0,65	0,55
GLP (kg)	-	0,40	0,45	0,46		0,40-1,43
Álcool (L)	0,80	-	-	0,79	1,1	0,8
Carvão Mineral (kg)	0,74	-	-	-	0,7	0,74
Carvão vegetal (kg)	-	-	-	0,74	-	-
Lenha (kg)	3,5	-	-	-	-	3,5
Eleticidade (kWh)	-	1,25	1,43	1,43	-	1,25-1,43

Fonte: Adaptado de (CORTEZ; LORA; GÓMES, 2008; HERRERO, 2008; LORA; VENTURINI, 2012; MOTTA, 1986; NOGUEIRA, 1986)

Além das equivalências apresentadas na Tabela 2.2, pode-se extrapolar para o capim-elefante e milho, cujas culturas energéticas serão posteriormente estudadas e aprofundadas na codigestão juntamente com o biogás com base na taxa de conversão. Assim, o capim-elefante que possui um conteúdo energético de 17,58MJ/kg, equivaleria dizer que seriam necessários aproximadamente 1,33 kg para a mesma produção energética de 1Nm³ de biogás (conteúdo de 23,4 MJ/Nm³) (ROSSI, 2010).

A silagem de milho que apresenta um conteúdo energético de aproximadamente 16,45 MJ/kg, equivaleria dizer que seriam requeridos aproximadamente 1,42 kg de milho para a mesma quantia de energia de 1Nm³ de biogás (RODRIGUES et al., 2001).

2.3. Fundamentos da Biodigestão Aneróbia

A biodigestão anaeróbia do composto orgânico é um processo biológico que ocorre em diferentes estágios ou etapas, sendo realizado por microrganismos que agem simbioticamente. O consórcio formado por bactérias anaeróbias e arqueas são predominantemente os microrganismos responsáveis pelo processo de decomposição da matéria orgânica. Este consórcio atua sobre a carga orgânica composta por estruturas complexas, quebrando-as em compostos simples como o metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂).

Na descrição dos processos bioquímicos que envolvem a produção do biogás existem quatro processos, os quais incluem reações bioquímicas com diferentes microrganismos e substratos. Os processos citados são: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (CHENG, 2009; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; LORA; VENTURINI, 2012), que serão melhor detalhadas adiante.

A decomposição da matéria orgânica está relacionada basicamente com quatro grupos de microrganismos: fermentativos (hidrolíticos ou acidogênicos), responsáveis por hidrolisar as estruturas complexas em componentes simples, acetogênicos, que produzem acetato e hidrogênio e por último os metanogênicos, que produzem metano e dióxido de carbono (GUNNERSON; STUCKEY, 1986).

Na Figura 2.6 são apresentadas as diferentes etapas do processo de biodigestão, os microrganismos que atuam em cada estágio, bem como a matéria-prima de consumo e o produto de cada etapa.

Os processos bioquímicos detalhados na Figura 2.6 representam a produção de biogás mostrando os microrganismos responsáveis por cada sequência de conversão e seus respectivos produtos. As etapas são descritas a seguir:

- Hidrólise: Etapa na qual os polímeros orgânicos, compostos de cadeia mais complexa tais como carboidratos, proteínas, lipídios e celulose, são transformados em monômeros que possuem cadeias mais simples, como açúcares, ácidos graxos, peptídeos e aminoácidos, como mostrado na Equação 2.1.



Os produtos resultantes da hidrólise dependem da matéria orgânica, assim, a hidrólise de glicosídeos produz açúcares, já a hidrólise de proteínas gera aminoácidos. Este processo é de suma importância na geração de biogás, pois, é a partir da quebra destes polímeros orgânicos que se inicia a digestão biológica. Esta etapa é realizada pelas bactérias fermentativas hidrofílicas.

- Acidogênese: Nesta etapa, ocorre a transformação dos produtos resultantes da hidrólise em ácidos orgânicos voláteis (AGV) acetato e álcoois. Nesta etapa ainda há a formação de ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são adequados para as arqueas metanogênicas.
- Acetogênese: Neste estágio os ácidos orgânicos voláteis (AGV) são convertidos em ácido acético, gás carbônico e hidrogênio. Esta etapa é uma das mais delicadas do processo e pode comprometer todos os estágios. O consumo de ácidos graxos por meio das bactérias acetogênicas ocorre apenas com baixas pressões parciais de hidrogênio (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Nesta fase, a quantidade de produtos originados pelo metabolismo das bactérias acetogênicas deve estar em equilíbrio com a quantidade consumida pelas *Archaeas* metanogênicas. Assim as bactérias acetogênicas e arqueas devem viver em simbiose (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; GERARDI, 2003).

As bactérias homoacetogênicas produzem acetato a partir de dióxido de carbono e são consumidoras de hidrogênio, sendo oposto ao processo desenvolvido pelas bactérias acetogênicas.

A alta concentração de hidrogênio não oferece condições ambientais adequadas para as bactérias acetogênicas, responsáveis por converter os ácidos orgânicos na acidogênese. Ainda, o aumento de ácidos orgânicos inibe a ação das bactérias metanogênicas e com isto a geração de biogás é prejudicada.

- Metanogênese: considerada a última etapa do processo de biodigestão na ausência de oxigênio, é a etapa onde há a formação de metano (CH_4), basicamente a partir do acetato (CH_3COO^-), dióxido de carbono (CO_2), e hidrogênio (H_2). No entanto, o metano também pode ser formado a partir de outros componentes distintos do ácido acético (CH_3COOH), como por exemplo, do ácido fórmico (HCOOH), metanol (CH_3OH) e metilamina (CH_2NH_2) (CHENG, 2009; GERARDI, 2003).

As *archaeas* metanogênicas trabalham e apresentam maior produtividade de gás metano em uma faixa de temperatura (temperatura ótima), como mostrado na Tabela 2.3.

Tabela 2.3 - Temperatura ótima de archaeas formadoras de metano

Intervalo de Temperatura	Gênero	Temperatura ótima (°C)
Mesofílica	<i>Methanobacterium</i>	37-45
	<i>Methanobrevibacter</i>	37-40
	<i>Methanococcus</i> , <i>Methanosphaera</i> , <i>Methanolobus</i>	35 – 40
	<i>Methanoculleus</i> , <i>Methanospirillum</i> , <i>Methanolobus</i>	
	<i>Methanosarcina</i> , <i>Methanocorpusculum</i> ,	30-40
	<i>Methanoplanus</i>	
	<i>Methanogenium</i>	20-40
	<i>Methanococcoides</i>	30-35
Termofílica	<i>Methanohalophilus</i>	35-45
	<i>Methanosarcina</i> , <i>Methanohalobium</i>	50-55

Fonte: Adaptado de (GERARDI, 2003).

Quando o conteúdo orgânico é rico em enxofre pode ocorrer o surgimento de bactérias sulfetogênicas durante o processo de digestão. Estas bactérias disputam com as arqueas metanogênicas pelo substrato, obtendo como subproduto o gás sulfídrico. O gás sulfídrico, em altas concentrações acarreta no desgaste dos equipamentos, principalmente

das máquinas de conversão e tubulações, além de diminuir a concentração de metano comprometendo o rendimento da geração de eletricidade.

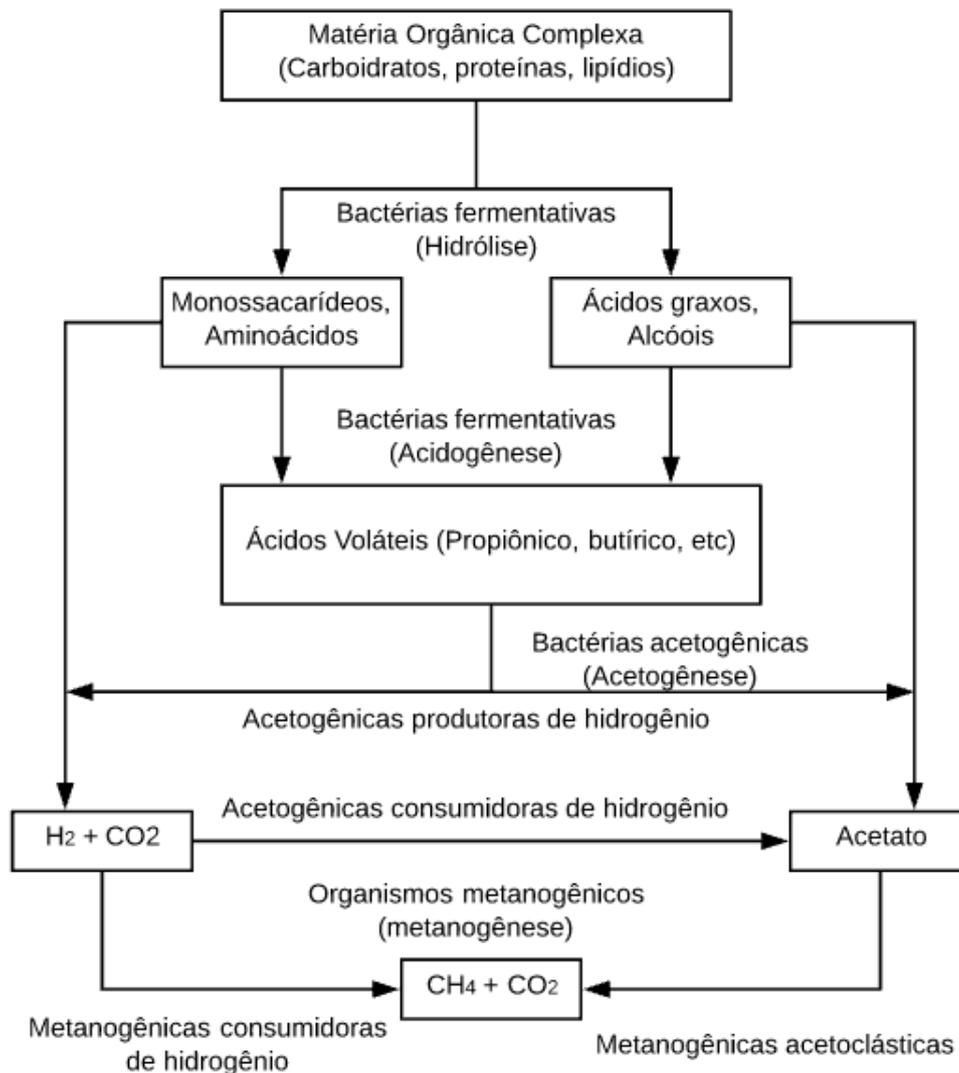


Figura 2.6 - Diagrama Esquemático da degradação anaeróbia de compostos orgânicos

Fonte: Adaptado de (LETTINGA; HULSHOFF; ZEEMAN, 1996)

2.4. Fatores que influenciam à digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia, depende de uma série de condições para um ótimo desempenho. Neste processo biológico colônias de microrganismos atuam conjuntamente na produção de metano em condições específicas de equilíbrio. Desta forma, o

rendimento na produção de biogás está associado diretamente a temperatura, pH, taxa de mistura, substratos, relação C/N e tempo de retenção hidráulica (TRH).

2.4.1. Temperatura

A temperatura é um dos fatores físicos que tem maior importância na geração de biogás devido à sua influência na velocidade de digestão anaeróbia. A temperatura deve ser aceitável e uniforme durante o processo de biodigestão para que não existam regiões de queda das atividades dos microrganismos, sendo que, pequenas variações de temperatura acarretam a inibição de algumas archaeas ou bactérias anaeróbias (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; GERARDI, 2003).

Existem três faixas de temperatura nas quais podem se desenvolver os microrganismos anaeróbicos, como mostrado na Tabela 2.4.

Tabela 2.4- Faixas de temperatura e tempo de digestão anaeróbia

Digestão	Mínimo	Ótimo	Máximo	Tempo de biodigestão
Psicrofílica	4 – 10 °C	15 – 18 °C	20 – 25 °C	Acima de 100 dias
Mesofílica	15 – 20 °C	25 – 35 °C	35 – 45 °C	30 – 60 dias
Termofílica	25 – 45 °C	50 – 60 °C	75 – 80 °C	10 – 15 dias

Fonte: (LAGRANGE, 1979)

Os microrganismos psicrófilos se desenvolvem com temperaturas inferiores a 25°C, os mesofílicos entre 25 e 45°C e os termofílicos entre 45 e 65°C. Dentro de cada faixa de temperatura de digestão existe uma temperatura ótima, onde o crescimento é máximo. O crescimento bacteriano dentro de cada região a partir da temperatura mínima tende a crescer até atingir um ponto máximo, e tende a cair bruscamente com o acréscimo de poucos graus (CHERNICHARO, 2007), como mostrado na Figura 2.7.

Há essencialmente duas regiões que exibem situações ótimas para a geração de gás metano. Primeiro, a região mesofílica compreendida entre 20 – 40°C, com a sua faixa de temperatura ótima entre 30 – 35°C. A segunda região, denominada termofílica está entre 50 – 60°C (SINGH; ANAND, 1994).

Estudos mostram que a produção de biogás na região termofílica tem uma produção até 41% maior que na mesofílica e 144% maior que na psicofílica (BOUALLAGUI et al., 2004).

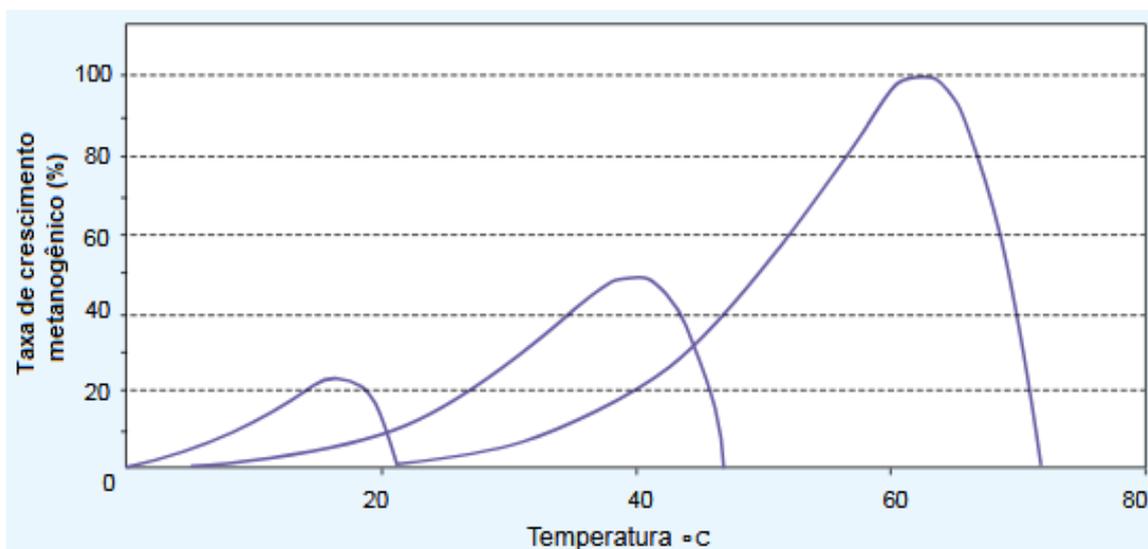


Figura 2.7 - Taxa de crescimento relativo de microrganismos psicofílicos, mesofílicos e termofílicos.

Fonte: Adaptado de (MORENO, 2011)

2.4.2. Alcalinidade e pH

O pH é um importante parâmetro no controle dos fatores que influenciam a digestão anaeróbia. Além disto, tem relação intrínseca com as concentrações dos ácidos, pois representa um balanço geral dos ácidos fracos e fortes do sistema, mas não a sua concentração individual.

Nos reatores anaeróbicos ocorrem reações bioquímicas que produzem ácidos e bases, como visto nos fundamentos da biodigestão anaeróbia apresentadas na seção 2.2 e detalhada na Figura 2.6. Além disto, o baixo pH inibe a atividade biológica de bactérias, como é o caso das bactérias acetogênicas.

Logo, o controle do pH tem impacto direto no controle da geração do biogás, inclusive recomenda-se a adição de substâncias básicas no substrato a fim de reduzir a acidez e fazer com que as bactérias acetogênicas tenham condições ideais para a conversão dos ácidos orgânicos voláteis em ácido acético, gás carbônico e hidrogênio. Para este controle são sugeridos elementos tampões, que consistem em elementos

adicionados para promover o incremento de pH do meio, reduzindo a acidez. Estes elementos podem ser: cal virgem (CaO), cal hidratada (Ca(OH)₂), carbonato de cálcio (CaCO₃), carbonato de sódio (Na₂CO₃), bicarbonato de amônio (NH₄HCO₃), bicarbonato de sódio (NaHCO₃) e hidróxido de sódio (NaOH) (CHERNICHARO, 2007).

O pH ótimo do meio para o melhor desempenho dos microrganismos anaeróbicos está em uma faixa de 6,6 < pH < 7,8. Valores inferiores a 6,2 inibem a atividade metanogênica (BORJA, 2011; GELEGENIS et al., 2007). A faixa ótima para os reatores anaeróbicos tem seu pH próximo à neutralidade, em um intervalo de 6,5 e 7,5 (CAMPOS et al., 2006). Em outros trabalhos, sugere-se que níveis superiores ou inferiores a estes fazem com que a produção de gás metano decaia, tendendo a cessar (SOARES, 1990).

2.4.3. Agitação do Sistema

A mistura dos substratos no reator anaeróbio pode ocorrer por elementos mecânicos, como por exemplo, agitadores no interior do biodigestor, por meios hidráulicos, por bombas externas, ou até mesmo pneumático, pelo soprimento de biogás no biodigestor.

A agitação é sugerida para biodigestores com volume acima de 100 m³ de volume, devido ao custo demandado (CORTEZ; LORA; GÓMES, 2008). A principal vantagem dos agitadores está em garantir o contato entre os substratos e as bactérias tornando o substrato mais uniforme físico, químico e biologicamente. Além disto, impede a formação de bolsões em pontos específicos de diferentes temperaturas e crostas sobre a superfície do biodigestor (GERARDI, 2003; KOWALCZYK et al., 2013; LEMMER; NAEGELE; SONDERMANN, 2013).

Os agitadores impedem a formação das “zonas mortas”, resultado da sedimentação do lodo e que causa a redução da capacidade útil do biodigestor (BOHRZ, 2010).

2.4.4. Codigestão

A mistura entre diferentes substratos tem papel fundamental na produção de biogás no sentido de balancear os níveis de carbono e nitrogênio da matéria orgânica de modo que esteja na faixa ótima de consumo da população de microrganismos.

Como será visto posteriormente, esta mistura não deve ser feita em qualquer proporção. Esta proporção depende da relação C/N de cada substrato e dependendo desta faixa ótima será feito o balanceamento com outro substrato, de modo que esta relação esteja na faixa ótima para a produção de biogás.

O dejetos suíno por exemplo, apresenta uma baixa relação C/N, abaixo da relação ótima para a produção de biogás que varia de 20 a 30 unidades de carbono por unidade de nitrogênio, podendo ser utilizado como co-substrato juntamente com a silagem de milho ou de capim-elefante que apresentam altas relações C/N.

2.4.5. Substratos

O substrato é determinante no processo da decomposição anaeróbia, bem como na determinação da tecnologia a ser utilizada. Os substratos utilizados são diversos e é possível obter biogás basicamente a partir de todo material orgânico. No entanto, a viabilidade técnica e econômica do empreendimento depende de outros fatores como, por exemplo, o volume de substrato processado, o conteúdo de água do substrato, o grau de decomposição da matéria-prima que seja possível atingir e o grau de toxicidade do conteúdo.

Substratos que contenham alto teor de celulose e lignina tendem a uma degradação parcial e lenta, a facilidade de digestão dos substratos vai aumentando nesta ordem: lignina – celulose – hemicelulose – gordura – proteína e açúcar.

O tipo de substrato determina por exemplo não só a facilidade de degradação do conteúdo orgânico, mas também o volume específico de gás produzido como mostrado na Figura 2.8, em condições padrão. O tempo necessário para que a maior parte da matéria orgânica seja decomposta, constitui o Tempo de Retenção Hidráulica (TRH).

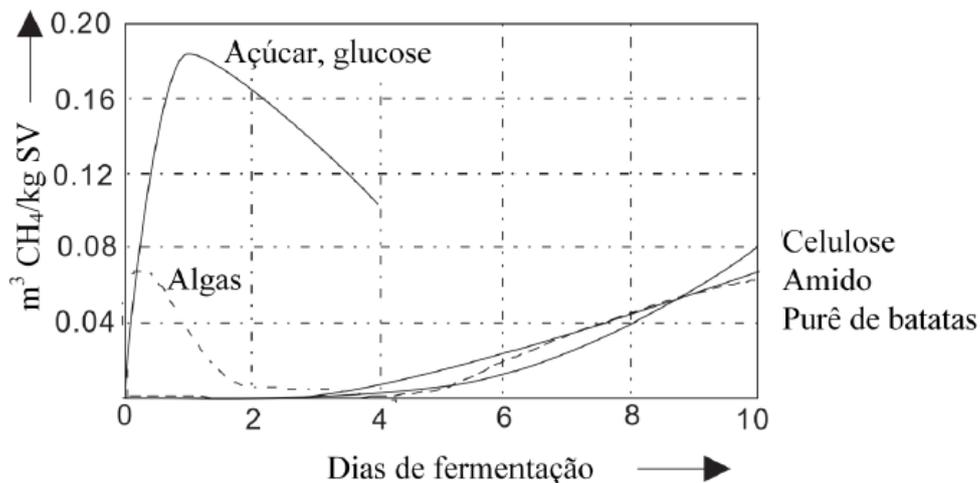


Figura 2.8 - Produção de biogás a partir de diferentes substratos.

Fonte: (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011)

A matéria-prima que compõe o substrato pode ser proveniente de várias fontes, podendo ser classificadas da seguinte maneira: resíduos de origem animal, resíduos de origem vegetal, resíduos de origem humana, resíduos agroindustriais, resíduos florestais e resíduos de cultivos aquáticos. Os substratos podem ser classificados em quatro classes em função de sua aparência física, nível de diluição, grau de concentração e características quantitativas, como porcentagem de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e demanda química de oxigênio (DQO), como apresentado na Tabela 2.5 (MORENO, 2011).

Tabela 2.5 - Classificação dos substratos para a Digestão Anaeróbia (DA)

Características	Classe	Tipo de substrato	Características Quantitativas
Sólido	1	Lixo doméstico Estrume Sólido Resíduos agrícolas	>20% ST 40 – 70% fração orgânica
Lodo altamente contaminado, alta viscosidade	2	Fezes de animais	DQO: 100–150 g/l 5-10% ST 4-8%SV
Fluidos com alto conteúdo de sólidos suspensos (SS)	3	Fezes animais de cria e terminação diluído com água de lavagem Águas residuais de matadouros	DQO: 3-17 g/l 1-2 g/l SS
Fluidos altamente contaminados, sólidos em suspensão	4	Águas residuais agroindustriais Águas Negras	DQO: 5-18 g/l DQO: 4-500 g/l

Fonte: (MORENO, 2011)

A partir da classificação existente, são determinados os modelos de biodigestores adequados aos tipos de substratos. Os de classe 1, por exemplo, podem degradar-se facilmente em digestores tipo batelada ou por lotes, já os substratos de classe 2 em digestores de mistura completa de operação contínua. Os substratos de classe 3, por apresentarem altas taxas de diluição e menor DQO são adequados para digestores de alta eficiência, como os de filtro anaeróbico. Por fim, os substratos de classe 4, devido ao alto DQO devem ser decompostos em digestores aeróbicos intensivos para alcançar maior eficiência.

A Tabela 2.6 apresenta a produção e volume de biogás de acordo com o resíduo animal usado para um peso médio do animal. Cabe destacar também que os dejetos de diferentes animais apresentam diferentes relações C/N e que influencia fortemente no desempenho da população de microrganismos.

Tabela 2.6 - Produção estimada de biogás por tipo de resíduo animal

Estrume	Produção de dejetos kg/dia	Relação C/N	Volume de biogás	
			Nm ³ /kg fresco	Nm ³ /dia
Bovino (500 kg)	10,00	25:1	0,04	0,400
Suíno (50 kg)	2,25	13:1	0,06	0,135
Aves (2kg)	0,18	19:1	0,08	0,014
Ovino (32 kg)	1,50	35:1	0,05	0,075
Caprino (50 kg)	2,00	40:1	0,05	0,100
Equino (450 kg)	10,00	50:1	0,04	0,400
Coelho (3kg)	0,35	13:1	0,06	0,021
Dejetos humanos	0,40	3:1	0,06	0,025

Fonte: (VARNERO et al., 1990)

Outra consideração importante a ser feita é que a matéria-prima deve ser incorporada ao biodigestor diluída em água, o que conforma o substrato. A quantidade de água agregada depende da quantidade de sólidos totais da matéria orgânica fresca e do tipo de operação, ou seja, se a operação ocorre diariamente (regime semicontínuo) ou com sistemas descontínuos (estacionários ou batelada).

O tamanho do biodigestor está diretamente relacionado à carga diária de dejetos recebido e ao tempo de retenção hidráulica, sendo que o último tem relação direta com a temperatura média de cada região, bem como com as variações de temperatura diárias e sazonais.

2.4.6. Relação C/N

É recomendado que a relação C/N esteja compreendida na faixa de 20-30 nos sistemas de reatores anaeróbicos para taxas elevadas de produção de gás metano. A produção de biogás com relações C/N fora do intervalo citado anteriormente tende a decair. Para a maximização da produção de biogás, com base na manutenção adequada de uma relação C/N no reator é preferível a utilização de matérias-primas diferentes de forma simultânea. Logo, o substrato formado por matérias-primas diferentes (codigestão), conforma um substrato mais balanceado, mais equilibrado e mais degradável, aumentando o metabolismo bacteriano e, com isto, elevando a taxa de produção de biogás.

Na China é usual a mistura de palha de arroz e resíduos de latrina e no Nepal a digestão conjunta de estrume de elefante com dejetos humanos, no intuito de aumentar a taxa de produção de metano com relações C/N mais equilibradas (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; LIU; YAN; YUE, 2011). No entanto, esta relação pode variar dependendo da temperatura do processo, como por exemplo, o processo termofílico que tolera relações C/N mais elevadas (WANG et al., 2014).

Altas relações de C/N limitam a biodigestão pela falta de nitrogênio, reduzem a formação de proteínas, importante para o metabolismo dos microrganismos. Logo, devido ao baixo crescimento dos microrganismos, o processo de decomposição da matéria orgânica se retarda, reduzindo a produção diária de biogás e prolongando o tempo de tratamento do substrato nos biodigestores. Em contrapartida, baixas relações de C/N, fazem com que haja aumento na produção de amônia, a qual, em níveis elevado, pode ser tóxica ao crescimento da população bacteriana e inibir a produção de biogás (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; MORENO, 2011; OZTURK, 2013).

2.4.7. Tempo de Retenção Hidráulica (TRH)

O tempo de retenção hidráulica (TRH) é o tempo que determinado volume de substrato permanece no biodigestor, ou o tempo entre a entrada e a saída do afluente do biodigestor (COMASTRI FILHO, 1981). É definido também como a razão entre o volume do reator e o fluxo do tratamento, medindo assim, o tempo médio de residência em que o substrato fica sujeito à ação dos microrganismos, até a sua saída. O TRH determina o tamanho do biodigestor e está diretamente relacionado com a temperatura, já que em temperaturas elevadas, nas regiões termofílicas, normalmente a ação das bactérias costuma ser acelerada e com isto, reduz-se o tempo de residência do substrato no biodigestor (“Biomasa: Digestores anaerobios”, 2007; “Swedish Gas Centre”, 2012; FNR, 2010). Desta maneira, a partir da velocidade de decomposição da matéria orgânica adicionada e da vazão mássica de entrada diária deve-se determinar o volume necessário do biodigestor (SALOMON, 2007).

A determinação do tempo de retenção hidráulica é importante, pois, caso o tempo de residência do substrato seja pequeno, além da redução da produção de biogás, o substrato sairá com potencial de carga orgânica a ser consumida e poderá haver lavagem das arqueas formadoras de metano. Períodos de retenção maiores que os necessários

ocasionam uma queda na produção de biogás e, portanto, menor vazão diária de biogás e consequentemente redução na potência de geração de eletricidade a partir do biogás. De modo geral, a maior parte das unidades de digestão úmida operam com TRH na faixa de 20 a 40 dias (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; FNR, 2010; HOPWOOD, 2011).

2.4.8. Toxicidade/Inibidores

Um inibidor pode ser definido como um composto químico que atua interrompendo o crescimento da população de bactérias ou que prejudica esta população. Um dos indicadores de compostos tóxicos presentes na digestão anaeróbia é a redução ou parada na produção de metano (CHENG, 2009). Os principais compostos que podem inibir o crescimento dos microrganismos na produção de biogás incluem amônia, sulfeto, sulfato e metais pesados.

Os inibidores podem ser provenientes dos substratos que são adicionados ao biodigestor ou provenientes de compostos intermediários da decomposição da matéria orgânica (FNR, 2010).

A toxicidade pode ser classificada em aguda ou crônica. A toxicidade aguda pode ser definida como a rápida exposição de uma população de arqueas e bactérias não aclimatadas a uma alta concentração de elementos tóxicos, e a toxicidade crônica, por sua vez, ocorre através da exposição gradual e durante um longo período dos microrganismos, a compostos tóxicos. Na toxicidade crônica pode haver a aclimatação dos organismos ao meio, seja pelo desenvolvimento de enzimas que degradam os componentes orgânicos tóxicos ou pelo ajuste das enzimas prejudicadas com o intuito de se ajustar aos resíduos tóxicos ou de degradá-los (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; GERARDI, 2003).

2.5. Alternativas tecnológicas da digestão anaeróbia

A produção de energia elétrica a partir do biogás deve passar por um processo que envolve desde a formação de substrato, a digestão anaeróbia, a geração de biogás, sua purificação, a conversão da energia química em energia térmica e esta por sua vez é convertida em energia mecânica. A energia mecânica produzida fornece trabalho de eixo a um gerador elétrico que converte a energia mecânica de eixo em energia elétrica. A

energia elétrica produzida pelo gerador elétrico, caso não esteja em níveis de tensão e corrente da rede, passa então por um transformador elétrico, para assim ser injetada na rede elétrica de distribuição de energia. O esquema da geração de energia elétrica é mostrado na Figura 2.9.



Figura 2.9 - Diagrama esquemático do processo de conversão energética a partir dos dejetos animais.

Fonte: Adaptado de (FREITAS et al., 2019).

No esquema mostrado acima, o resíduo animal apresentado é proveniente de dejetos suínos, no entanto, o esquema é o mesmo para outros tipos de dejetos, seja dejetos bovinos, de aves, vinhaça, entre outros.

Nesta seção se fará um apanhado geral dos tipos de substratos e biodigestores que podem ser utilizados, como apresentados no esquema, no intuito de apresentar a trajetória da energia proveniente do biogás até o consumo final.

2.5.1. Unidades de digestão anaeróbia (biodigestores)

Na geração de energia elétrica a partir do biogás é necessário a transformação de resíduos em biogás com o uso de biodigestores, e o reator onde ocorre a digestão anaeróbia.

A degradação da matéria orgânica pode ocorrer com e sem a presença de oxigênio (anaeróbia e anaeróbia, respectivamente). Na ausência de oxigênio as colônias de microrganismos mistos agem e encontram condições ideais para proliferação, alimentando-se de sólidos solúveis da biomassa sob tratamento. No entanto, há que se considerar uma série de variáveis que aumentam a complexidade e impedem uma correlação direta entre a qualidade do gás e a tecnologia do gás para produzi-lo (BLEY JR., 2015; SILVA et al., 2016).

Cabe destacar que o emprego de tecnologias para o tratamento de resíduos contribui para a preservação do meio-ambiente, viabiliza os sistemas de produção de energia elétrica e otimiza a relação custo benefício da empresa (MATHIAS; MATHIAS, 2015).

No Brasil, a digestão anaeróbia é realizada em biodigestores sem nenhuma tecnologia agregada, dado que é um país de clima tropical e não requer por exemplo, sistemas de aquecimento de biodigestores, como é o caso de muitas instalações na Alemanha. No modelo brasileiro, predominam biodigestores conectados diretamente aos sistemas de manejo de animais e próximos às terras que receberão o biofertilizante. O biogás gerado nos biodigestores é então canalizado e transportado via tubulações para os centros de uso e aplicações. Nota-se, portanto que a tecnologia de biodigestores já está disponível de forma comercial no país. No entanto, as maiores barreiras aparentam ser de natureza política e regulatória e não tecnológica.

As unidades digestoras ou biodigestores têm a finalidade de tratar o conteúdo orgânico, seja ele de origem animal ou vegetal. Os biodigestores podem ser classificados de diferentes formas. Quanto ao tipo de alimentação, eles podem ser classificados como biodigestores contínuos ou descontínuos. Nos biodigestores descontínuos, também chamados de biodigestores tipo batelada ou intermitentes, o substrato é alimentado uma única vez e então após todo o processo de digestão anaeróbia o biodigestor é descarregado e um novo substrato é fornecido, iniciando-se novamente o processo.

Outra forma de classificar as unidades digestoras é a partir do tamanho da usina. As usinas podem ser classificadas como pequeno, médio ou grande porte. No Reino

Unido, por exemplo, as usinas de biogás de pequeno porte são consideradas aquelas cuja potência elétrica instalada é inferior a 250 kWe, médio porte com potência de 250-500 kWe e grande, com potências elétricas instaladas de 500 kWe até 5 MWe (PULLEN, 2015).

Os biodigestores também podem ser classificados quanto ao uso/centralização, sendo, portanto, de uso doméstico, produtivo e centralizado. Os biodigestores de uso doméstico são caracterizados pela simplicidade, facilidade na operação, manutenção e baixo custo. Além disto, operam com temperatura ambiente (sem aquecedores), possuem tempos de retenção hidráulica longos e o biogás produzido é utilizado para iluminação, cocção de alimentos e fogões domésticos (SEADI et al., 2008).

No biodigestor de uso produtivo, também chamado de produção descentralizada, a unidade digestora está conectada a uma única fazenda. Estes biodigestores são de pequeno a médio porte e nestes, o calor e a eletricidade são aproveitados. O excedente de eletricidade é vendido e, no Brasil, isto ocorre por meio do sistema de compensação de energia elétrica que será posteriormente explicado.

Os biodigestores centralizados são de médio até grande porte, sendo assim chamados por coletar os resíduos de uma ou mais propriedades e são transportados a uma planta ou unidade centralizada. Neste tipo de biodigestão é comum que se implemente a codigestão, que é a digestão conjunta de uma mistura homogênea de dois ou mais substratos, sendo que o principal destes é chamado substrato de base que é misturado e digerido em conjunto com um ou mais substratos adicionais.

2.5.2. Tipo de alimentação

Os biodigestores intermitentes são os mais simples e exigem basicamente um recipiente hermeticamente fechado para a digestão anaeróbia do substrato. Estes requerem comumente uma campânula na parte superior para apanhar o gás produzido a partir da decomposição da matéria orgânica.

No entanto, deve-se destacar que uma desvantagem dos biodigestores de batelada é a velocidade e proporcionalidade da geração de biogás ao longo do tempo. As bactérias, em um determinado momento, que depende da temperatura e do tipo de matéria orgânica a ser decomposta, alcançam o limite máximo de produção de gás seguindo de queda na atividade do processo, completando o ciclo. Assim, para escapar de tal cenário, trabalha-

se com sistemas de no mínimo 3 biodigestores em sistema de rodízio, como apresentado na Figura 2.10.

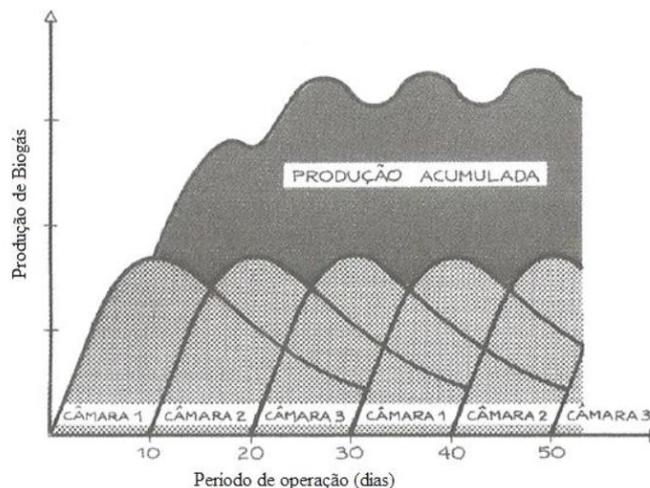


Figura 2.10 - Produção de gás em uma instalação com três biodigestores descontinuos.

Fonte: (MASCARÓ, 2010)

Em contraposição, a alimentação contínua é o tipo de alimentação na qual o substrato é abastecido de maneira constante, ao passo que na semicontínua o substrato é provido no mínimo uma vez por dia (FNR, 2010).

2.5.2.1. Tipos de biodigestores contínuos ou semicontínuos

Modelo indiano

Neste tipo de biodigestor, o estágio de digestão é mais rápido. O biodigestor consiste no reservatório principal (câmara de digestão), onde a digestão da biomassa irá ocorrer. O reservatório é parcialmente aterrado para apresentar pouca variabilidade da temperatura do solo para favorecer a ação das bactérias. O principal reservatório é dividido em duas câmaras por meio de uma parede que força a circulação do substrato por todo o biodigestor. Já o biogás gerado a partir da digestão anaeróbia é confinado em uma campânula instalada acima do biodigestor, a qual, além de confinar o biogás regula a pressão interna, como mostra a Figura 2.11 (KUNZ; OLIVEIRA, 2006).

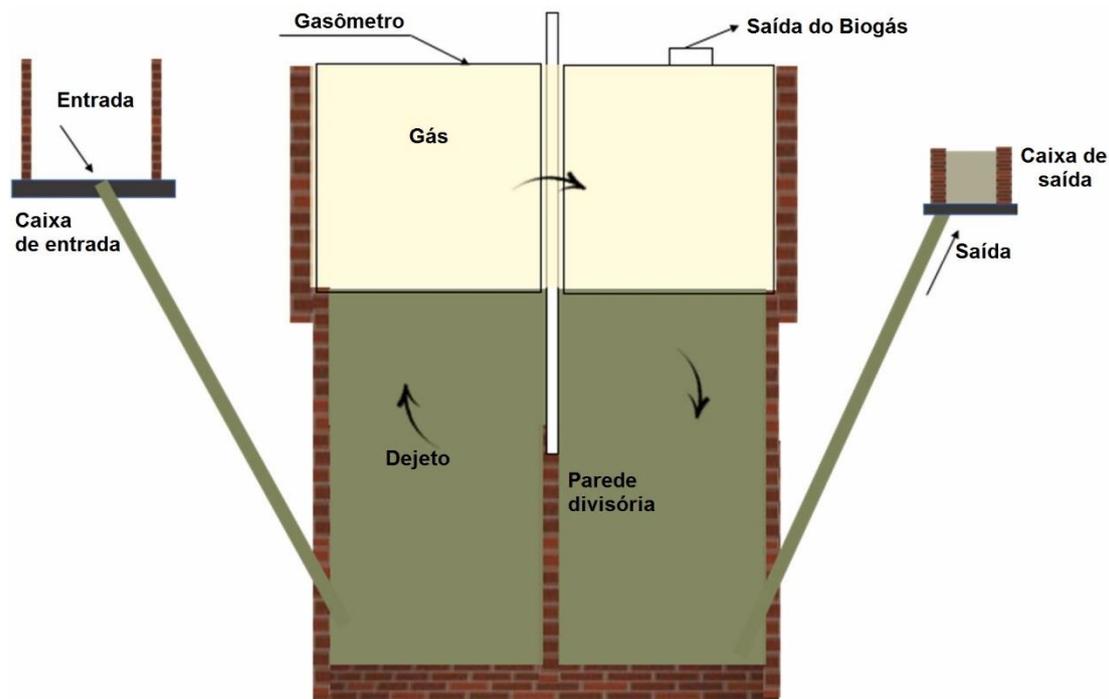


Figura 2.11 - Biodigestor modelo indiano

Fonte: Adaptado de (FREITAS et al., 2019)

A principal vantagem deste tipo de biodigestor é que a pressão do biogás tende a ser mais estável em comparação com os outros modelos, devido à campânula flutuante e por outro lado apresenta custo superior. Requer-se uma análise comparativa e econômica do projeto para determinar a melhor tecnologia a ser usada. Outra vantagem é sua fácil construção com relação ao modelo chinês e a possibilidade de usá-lo em climas e tipos de solos diferentes (BOND; TEMPLETON, 2011; LOBATO, 2011).

Modelo chinês

Este modelo é mais simples e mais barato com relação ao indiano e a saída do efluente pela caixa de saída do biodigestor se dá pelo aumento de pressão interna causada pelo acúmulo de gás. Diferentemente do modelo indiano, que possui uma campânula móvel, neste modelo, a própria estrutura que armazena o efluente é a que armazena o biogás, constituída por uma câmara cilíndrica para digestão e um teto impermeável, como mostra a Figura 2.12.

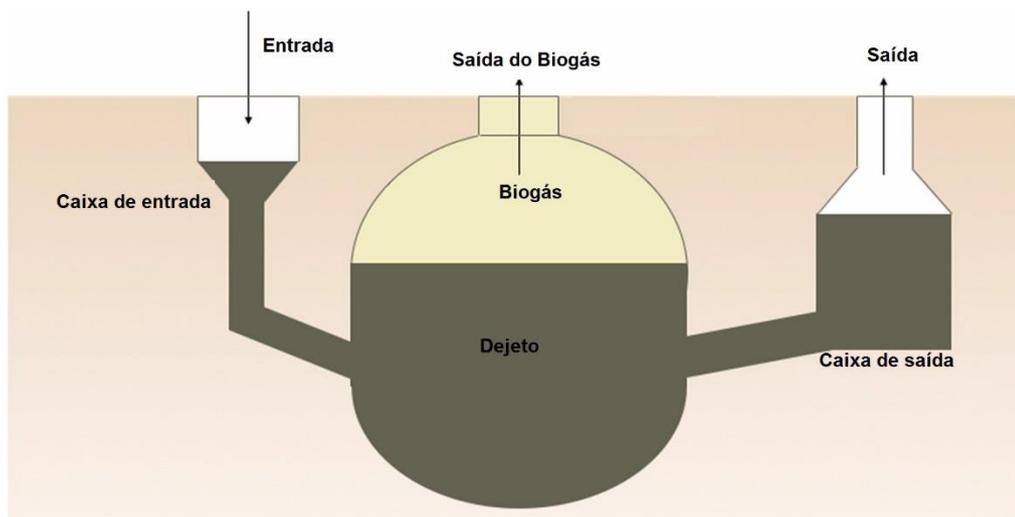


Figura 2.12 - Biodigestor modelo chinês

Fonte: Adaptado de (FREITAS et al., 2019)

A principal dificuldade deste tipo de biodigestor é a mão-de-obra qualificada que se exige na construção do biodigestor de alvenaria. Para evitar rachaduras e infiltração de água é necessário que o biodigestor seja revestido de material impermeável (FREITAS et al., 2019).

Modelo UASB (Reator de manta de lodo anaeróbico de fluxo ascendente)

O Reator UASB, também conhecido como reator anaeróbico de manta de lodo, é usado para altas concentrações de biomassa. Este modelo tem sido amplamente empregado no Brasil como, por exemplo, em estações urbanas de tratamento de esgoto. Sua principal característica é o fluxo ascendente de efluentes e da manta de lodo, que carrega consigo a matéria orgânica insolúvel, reduzindo assim o tempo de retenção da matéria orgânica no biodigestor (ÁLVAREZ et al., 2004; SILVA et al., 2016).

A Figura 2.13 apresenta o modelo geral de um reator UASB, onde se percebe os grânulos que contribuem para a mistura do substrato e suportam as bactérias. As bolhas de biogás que se formam, sobem através do leito, até alcançar a câmara de biogás, onde o mesmo fica armazenado. Tem-se um orifício lateral por onde sai o efluente, situado na parte superior do reator.

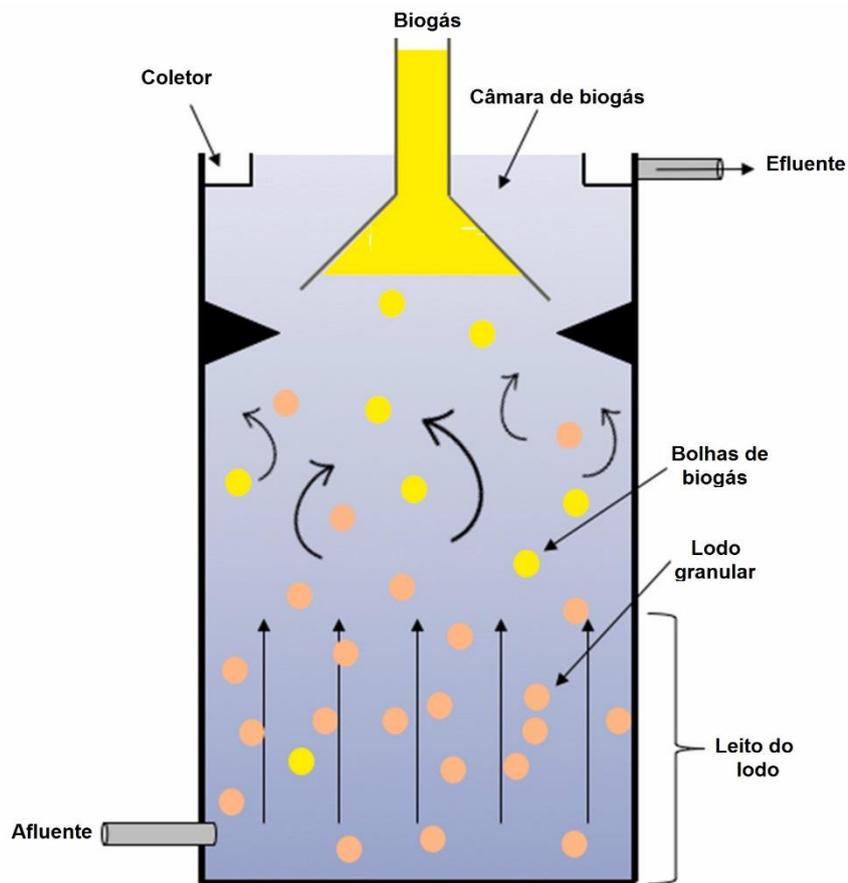


Figura 2.13 - Biodigestor UASB

Fonte: Adaptado de (FREITAS et al., 2019)

Biodigestor Biokohler

O biodigestor Biokohler, uma variante do biodigestor UASB, também chamado Up-flow anaerobic digester, é constituído pela união de duas caixas d'água, sendo uma delas totalmente enterrada e a outra posicionada de cabeça para baixo, de modo que seu corpo fique fora do solo, como mostrado na Figura 2.14.



Figura 2.14 - Biodigestor Biokohler

Fonte: (UTECH et al., 2017)

Este modelo de biodigestor é de fluxo ascendente e alimentação semicontínua. Além disto, possui uma caixa de abastecimento que acumula os dejetos, uma lagoa e um gasômetro para armazenamento do biofertilizante e do biogás produzido, respectivamente. O fluxo ascendente do biodigestor auxilia na retirada da crosta que se forma no interior do biodigestor. O biodigestor Biokohler é empregado em pequenas propriedades rurais, para baixa vazão de dejetos e tem sido utilizado em propriedades da região oeste do Paraná. (MARI, 2012)

Em geral os modelos de biodigestores tipo UASB estão sendo muito utilizados no Brasil com a finalidade de tratamento de esgoto. No Paraná, a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) mantém 105 reatores anaeróbicos com capacidade média de 30 a 100 m³ em núcleos habitacionais, sendo um deles de 16.000 m³. A CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo) utilizando um reator UASB, conseguiu alcançar eficiências de remoção de DQO e DBO de 72% e 81%, respectivamente na cidade de Sumaré (VERSIANI, 2005).

As principais vantagens do reator UASB estão no baixo consumo de eletricidade por não requerer sistema de aeração, por sua pequena área de construção e uso de poucos equipamentos eletromecânicos.

Biodigestores de lagoa coberta

Este sistema de biodigestor também tem sido amplamente utilizado no Brasil, principalmente no tratamento de resíduos animais para produção de biogás e sua conversão em energia elétrica.

Caracterizado por apresentar baixa necessidade de manutenção constrói-se parcialmente enterrado e possui a forma de uma lagoa coberta por uma manta impermeável para que o substrato não entre em contato com o solo, enquanto ainda está em processo de tratamento. A parte superior é composta por uma cobertura também impermeável, normalmente uma lona plástica, que serve como um reservatório de biogás. A medida que o substrato percorre o biodigestor os microrganismos anaeróbicos consomem parte da matéria orgânica do substrato e, como subproduto, tem-se a formação do gás. Assim, após determinado tempo de retenção do substrato, que varia conforme uma série de fatores, o efluente sai da lagoa digerido pela colônia de microrganismos, como mostra a Figura 2.15 (FREITAS et al., 2019).

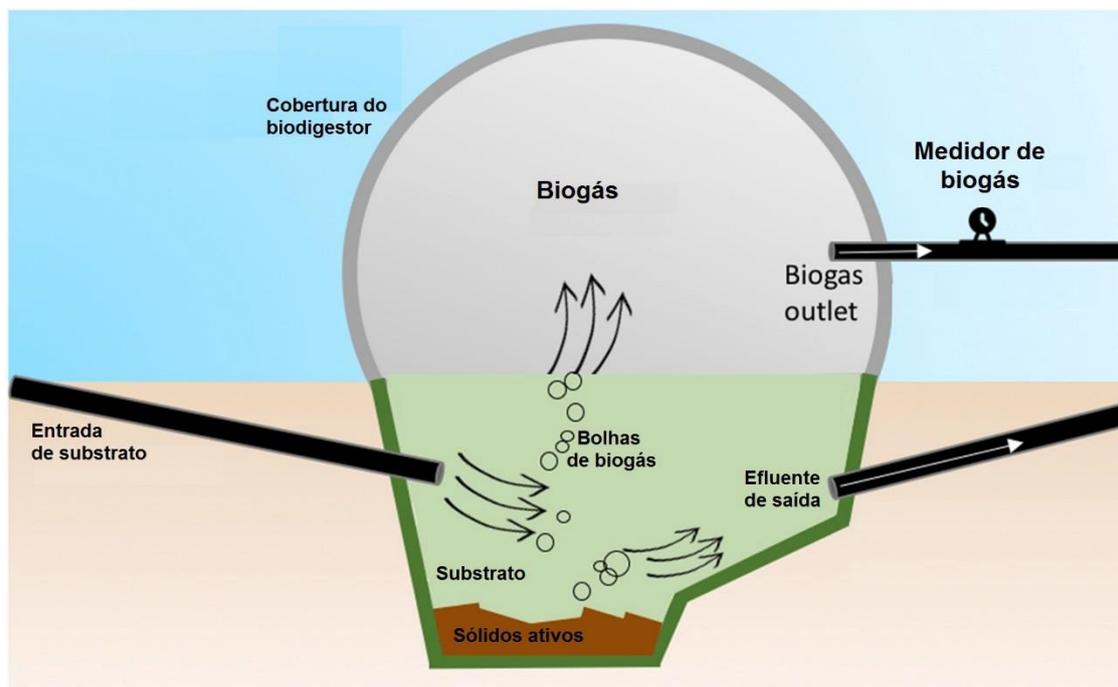


Figura 2.15 - Biodigestor de lagoa coberta

Fonte: Adaptado de (FREITAS et al., 2019)

No projeto de um biodigestor de lagoa coberta, um fator de suma importância que não deve ser desprezado é a temperatura. Em regiões de climas quentes, há uma intensificação da produção de biogás, reduzindo o tempo de retenção do substrato no biodigestor e a variação sazonal na produção, requerendo-se lagoas menores. Em contrapartida, em climas frios a produção de biogás decai e o tempo de retenção aumenta, sendo necessários biodigestores maiores.

2.6. Codigestão

No aproveitamento do biogás a partir de dejetos de animais existem dois grandes obstáculos a serem vencidos. O primeiro deles, diz respeito ao alto nível de diluição dos resíduos com baixo conteúdo de carbono degradável (C) para assegurar um aproveitamento economicamente viável do empreendimento na produção de metano. Além disto, a quantidade de nitrogênio (N) disponível no dejetos normalmente excede a demanda de crescimento microbiano durante o processo de digestão anaeróbia, acarretando no acúmulo de amônia, potencial inibidor dos microorganismos metanogênicos. Estes obstáculos podem ser resolvidos através de co-substratos que forneçam uma quantidade de carbono degradável adicional no intuito de balancear a quantidade de carbono e nitrogênio a ser degradado biologicamente (HAMELIN et al., 2011).

Na Figura 2.16 é representado o ciclo sustentável de codigestão anaeróbia, onde a biomassa vegetal pode ser utilizada tanto para alimentação dos animais como insumo no processo de digestão anaeróbia. A codigestão é posta em evidência quando na digestão anaeróbia é fornecido mais de um substrato. O estrume animal e a biomassa vegetal são componentes que conformam o substrato e são utilizados em conjunto e em proporções diferentes para a produção de biogás.

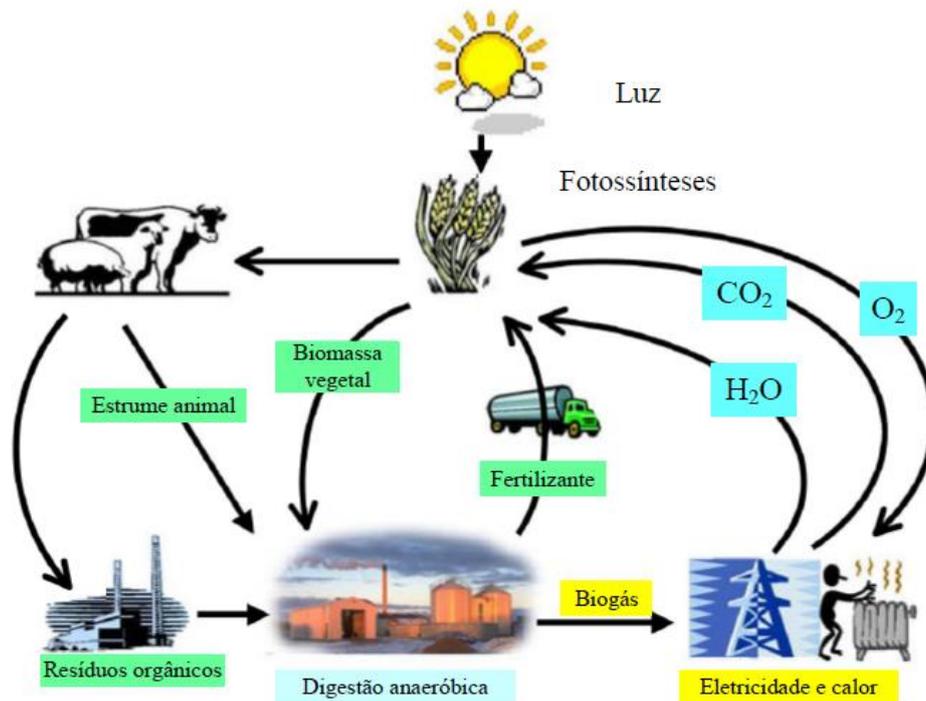


Figura 2.16 - Representação esquemática de ciclo sustentável de codigestão anaeróbia de estrume animal e resíduos orgânicos.

Fonte: (PIÑAS, 2016)

A codigestão anaeróbia é importante, pois, além de produzir mais biogás e, desta forma, eletricidade, é possível obter outros ganhos não somente energéticos, mas ambientais, como por exemplo, a redução de emissões de gases de efeito estufa. Outros ganhos estão na melhoria da segurança sanitária, com o descarte adequado de resíduos orgânicos, aumento na geração de energia a partir de fontes renováveis, melhor aproveitamento do biodigestor e conseqüentemente maior eficiência da unidade e por fim, maior rendimento econômico para os fazendeiros.

A codigestão aumenta a produção de biogás pelo aumento da quantidade de substrato que entra no biodigestor, e também gera um acréscimo na produção de biogás pois diferentes substratos podem alcançar uma melhor relação C/N. Este balanço de C/N é importante, uma vez que pode-se aumentar a produção de biogás, deixando a relação C/N mais próxima da relação na qual há a maior produção de biogás. Como já descrito no item 2.4.6 deste trabalho, é recomendado que esta relação esteja na faixa de 20-30 para alcançar elevadas taxas de produção de gás metano. Relações de C/N fora deste intervalo citado tendem a levar à diminuição da produção de biogás.

Os dejetos suínos, por exemplo, apresentam geralmente elevados teores de nitrogênio, com relações C/N de 12-15, o que pode atuar como um inibidor ao processo de produção de biogás. O dejetos bovino pode apresentar uma relação C/N de 11-30 e quando esta é superior a 20, a mescla do substrato bovino com o suíno pode resultar em melhores relações C/N para maior produção de biogás. Assim, a utilização de co-substratos que elevem a taxa C/N da mistura pode conduzir à aproximação da relação ótima para a produção de biogás dentro de condições normais (ANGONESE; CAMPOS; WELTER, 2007; RYNK et al., 1992; WU et al., 2010).

O substrato usado na geração de biogás pode melhorar o rendimento do biogás de 25 – 400% utilizando a codigestão (ALATRISTE-MONDRAGÓN et al., 2006; CALLAGHAN et al., 2002). Observou-se um aumento de 400% na metanogênese quando esterco de porco foi codigerido com glicerol em mistura em condições mesofílicas (ASTALS; NOLLA-ARDÈVOL; MATA-ALVAREZ, 2012).

2.6.1. Culturas Energéticas Dedicadas (CED)

As culturas energéticas dedicadas (CED) são culturas plantadas com o objetivo da produção energética através da combustão da biomassa ou sua utilização como substratos nos processos de codigestão anaeróbia (BORGES; AQUINO; EVANGELISTA, 2016; BRAUN; WEILAND; WELLINGER, 2008). Estas culturas, em geral, apresentam quantidades elevadas de carbono com relação ao nitrogênio, o que permite, quando misturadas com dejetos suínos, por exemplo, que apresentam baixas taxas de C/N, equilibrar tal relação para que se chegue a um ótimo desempenho dos processos de biodigestão.

Estas culturas podem ser utilizadas como substrato base, co-substrato, ou substrato único na unidade digestora. As culturas principais são: milho, capim, girassol, beterraba, entre outros (BRAUN; WELLINGER, 2002). Estas culturas, ricas em carbono, utilizadas como co-substratos concomitantemente com dejetos suíno ou bovino podem ampliar expressivamente a produção de biogás (ESPOSITO et al., 2012; WANG, 2010).

De todas as culturas energéticas já citadas, o milho é uma das culturas mais disponíveis mundialmente, e pode ser utilizado tanto para a alimentação humana como para ração animal (KULIŠIĆ; PAR; METZLER, 2015). O capim-elefante, uma gramínea, tem sido utilizada no Brasil como matéria-prima para queima e hoje já se estuda sua

utilização nas biorefinarias lignocelulósicas (SOUZA et al., 2015). Na Tabela 2.7 são mostradas algumas características dos substratos utilizados na biodigestão que pode variar de acordo com as características do plantio e do processamento, no caso de culturas energéticas, e da alimentação e do animal, em se tratando de dejetos animais.

Como já visto anteriormente, tanto o milho como o capim elefante, por serem ricos em carbono, são ótimos co-substratos na mistura com dejetos animais, por exemplo, proporcionando um ótimo equilíbrio da relação C/N e aumentando a produção de biogás.

Como a produção de biogás é contínua e o cultivo das culturas energéticas ocorre em períodos específicos é necessário realizar o armazenamento da cultura para posterior utilização. Isto ocorre por meio do processo de silagem, que mantém a matéria-prima em boas condições por longos períodos. A silagem consiste na digestão da matéria em ambientes anaeróbicos, onde ocorre a formação do ácido láctico, que é um dos precursores da formação do biogás (AMON et al., 2007; FERREIRA et al., 2013; FOREEST, 2012; KLOCKE et al., 2008).

Tabela 2.7 - Propriedades dos substratos utilizados na digestão anaeróbia segundo diferentes autores.

Substrato	ST [%]	SV [%ST]	Rendimento específico de biogás [m³/ton SV]	Rendimento de de biogás [m³/ton substrato]	Rendimento específico de metano [m³/tonSV]
Silagem de milho 1	21,73	92,36	493,50	99,05	296,1
Silagem de milho 2	28-35	85-98	390-607	170-230	234-364
Silagem de milho 3	30	96	473-647	81,8-111,7	283,8-388,2
Silagem de milho 4	20-40	94-97	500-700	94-271,6	300-420
Silagem de capim 1	50	90,4	500	226	260,0
Silagem de capim 2	25-50	70-95	500-563	170-200	300-338
Silagem de capim 3	15	86	588-615	75,9-79,3	352,8-369
Silagem de capim 4	21-40	76-90	600-700	95,76-252	360-420
Esterco líquido suíno 1	4-7	75-86	300-600	20-35	180-360
Esterco líquido suíno 2	4,3	73	468-632	14,7-19,8	280,8-379,2
Esterco líquido suíno 3	2-11	77-85	300-900	4,62-84,15	180-540

Fonte: Adaptado de (PIÑAS, 2016)

A formação de ácidos na silagem reduz o pH do meio que pode variar entre 4,1 e 5,0, dependendo do teor da matéria orgânica. Deste modo, é praticamente inviável utilizar

o silo como único substrato de forma direta na produção de biogás sem uma neutralização anterior, já que a digestão anaeróbia tem sua máxima produção de biogás em intervalos ótimos de pH que variam entre 6,1 e 7,8 (GERARDI, 2003).

Desta forma o biogás é proveniente de diferentes matérias primas em diferentes países, seja por meio de resíduos agrícolas (dejeito animal, resíduos agrícolas e culturas energéticas), ou resíduos industriais de alimentos e indústria de bebidas, resíduos orgânicos biológicos e municipais, lodo de esgoto, etc. Assim, devido ao alto rendimento das culturas energéticas e à adequada sinergia com outros resíduos através da codigestão levaram a mudanças nas legislações da Alemanha, Áustria e Dinamarca, limitando o uso da terra para produção de biogás (SCARLAT; DALLEMAND; FAHL, 2018). Assim, ao considerar a sustentabilidade, alterações no uso da terra foram propostas na limitação de quotas de culturas energéticas utilizadas na produção de biogás, para a garantia da segurança alimentar. Na Tabela 2.8 é apresentada uma relação dos trabalhos bibliográficos existentes que mostram a atuação sob diferentes substratos da codigestão anaeróbia.

Tabela 2.8 – Principais estudos relacionados à codigestão anaeróbia

Substratos	Reator	Observação	Ref.
Cana gigante ou silagem de milho + dejetos suíno	Reator de escala laboratorial de 3-L contínuo com agitação de 38°C.	Apesar da menor produtividade da cana, ela apresenta maior rendimento por hectare comparado ao milho.	(LUCA et al., 2015)
Beterraba + dejetos suíno	Reator semi-contínuo de 10-L em condições mesofílicas	Observou que baixos TRH podem ser críticos à produção de biogás, levando ao acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV) e queda no pH e por fim, a falha do sistema. E um aumento de 57,5% na produção de metano.	(ABOUDI; ÁLVAREZ-GALLEGO; ROMERO-GARCÍA, 2015)
Bagaço de azeitona + soro de leite	Reator de batelada mesofílico de 2m ³	Avaliaram o efeito inibitório da amônia e polifenóis em distintos testes.	(BATTISTA et al., 2015)
Resíduos alimentares + casca de arroz	Frascos de 400mL a 35°C.	Avaliou-se as relações C/N que produziram maiores rendimentos específicos de biogás.	(HAIDER et al., 2015)
Polpa de beterraba + vinhaça	Frascos de 1L a 37°C.	Queda de 13% e 28,6% no rendimento da polpa de beterraba e vinhaça, respectivamente, quando digeridas separadamente. A maior produtividade foi alcançada na proporção de 3:1(p/p), para polpa de beterraba e vinhaça, respectivamente.	(ZIEMIŃSKI; KOWALSKA-WENTEL, 2015)
Mistura de 10 silagens: 2 culturas anuais, 4 silagens perenes e 4 misturas anuais com plantas perenes	Reator semi-contínuo de 6L a 39°C.	Todos os resíduos da digestão podem ser utilizados como fertilizantes. Além disto, a produção de biogás a partir de materiais não-fibrosos (proteína e lipídios brutos, carboidratos) foi superior àquela proveniente de materiais fibrosos (fibra em detergente neutro).	(POKÓJ et al., 2015)

Tabela 2.8 – Principais estudos relacionados à codigestão anaeróbia

Substratos	Reator	Observação	Ref.
Dejeto bovino + polpa de maçã + bagaço de azeitona	Reator de batelada de 128 L	Produção estável de biogás de 400L/kgSV com um TRH de 40 dias com 85% de dejeto bovino, 10 % de bagaço de azeitona e 5% de polpa de maçã (% volume).	(RIGGIO; COMINO; ROSSO, 2015)
Resíduos alimentares + dejeto bovino	Reatores de 50L em condições mesofílicas	Não foram observados fenômenos inibitórios e foram alcançados rendimentos de metano de 281-385 m ³ /tonSV a uma taxa de carga orgânica de 6,85 kg SV/m ³ d a uma taxa de ST de 15,7%.	(ZARKADAS et al., 2015)
Borra de café + efluente de café + resíduos de leite + lodo municipal	Reator de tanque agitado de fluxo contínuo em condições termofílicas (55° C)	O acúmulo de AGV (ácido propiônico) resultou no desequilíbrio da acetogênese e com isto resultou na inibição da metanogênese. Um estado estacionário foi atingido com uma TRH de 30 dias e taxa de carga orgânica de 4kg/m ³ d.	(SHOFIE et al., 2015)
Vinhaça de produção de bioetanol + palha e calcário + dejeto bovino	Reator de tanque agitado de fluxo contínuo de 20L a 37°C	A digestão isolada da vinhaça não produziu biogás. A codigestão com palha e calcário ou 3% de dejeto bovino aumentou consideravelmente a produção de biogás a partir da vinhaça. Quanto à estabilidade na codigestão, foi maior no uso do dejeto bovino.	(MORAES et al., 2015)
Hastes de tabaco + talos de trigo + dejeto suíno	Frascos de 800 mL a 35°C.	Alcançou a inativação do vírus do mosaico do tabaco e do citomegalovírus pela digestão anaeróbia termofílica e a viabilidade do uso das hastes de tabaco para digestão anaeróbia e dos resíduos como biofertilizante.	(LIU et al., 2015)
Palha de arroz + dejeto bovino	Reator contínuo de 40 L em condições mesofílicas	Notou-se um rendimento máximo de metano na proporção de palha de arroz/dejeto bovino de 1:1 (taxa de SV). E que para altas OLR o acúmulo de AGV inibe a metanogênese na codigestão.	(LI et al., 2015a)
Palha de arroz + dejeto suíno	Reator contínuo de 40 L em condições mesofílicas	Relação ótima de palha de arroz/dejeto suíno de 1:1 (taxa de SV) para rendimentos máximos de metano. Observou-se que para altas taxas de cargas orgânicas o acúmulo de ácidos graxos voláteis inibem a metanogênese na mistura.	(LI et al., 2015b)

Tabela 2.8 – Principais estudos relacionados à codigestão anaeróbia

Substratos	Reator	Observação	Ref.
Soro de queijo + Dejeito bovino	Reator de tanque agitado de fluxo contínuo de 21 L a 35°C	Redução de TRH de 15,6 para 8,7 dias com a utilização do dejeito bovino, menor acidificação, apesar de menor eficiência do reator. Máximo rendimento de metano alcançado foi de 1,37m ³ CH ₄ /m ³ d.	(RICO; MUÑOZ; RICO, 2015)
Palha de trigo + dejeito bovino + H ₂ O ₂	Frasco de 1L a 37°C	Rendimento máximo de metano (320ml/gSV) ocorre com a utilização de 3% de H ₂ O ₂ em uma proporção de 40:60 de palha de trigo e dejeito bovino.	(SONG; ZHANG, 2015)
Águas residuais de azeite + dejeito de aves	Reator de 70 L em condições mesófilicas	Melhora na produção de metano com a adição de 10% a 30% de dejeito líquido de aves e que a condição ideal de maior estabilidade do biodigestor ocorre quando esta proporção é de 30% de dejeito líquido de aves.	(KHOUIFI; LOUHICHI; SAYADI, 2015)
Silagem de palha de arroz + silagem de milho + silagem de triticale	Reatores em batelada de 2L e de fluxo contínuo de 7L a 40°C.	O uso da palha de arroz em baixas porcentagens pode é indicada para melhorar a relação C/N, no entanto altas taxas podem prejudicar o processo devido à baixa digestibilidade e ao alto teor de cinzas. Não foram observados ganhos energéticos com 30% de palha de arroz e com 10%, o aumento na produção foi maior ao da extrusão de energia.	(MENARDO; CACCIATORE; BALSARI, 2015)
Lodo de esgoto + polpa de beterraba	Frascos de 250 mL a temperaturas mesofílicas e termofílicas	Diferentemente do esperado, a produtividade do metano foi superior em temperaturas mesofílicas do que em termofílicas.	(MONTAÑÉS; SOLERA; PÉREZ, 2015)
Dejeito suíno + Algas (<i>Scenedesmus sp.</i>)	Frascos de 160 mL em condições mesofílicas	Observou-se sinergia entre dejeito suíno e alga crua aumentando a produção de metano de 0,163 para 0,245 m ³ CH ₄ /kgSV. Nenhuma sinergia foi verificada na codigestão entre o dejeito suíno e resíduos de algas.	(ASTALS; NOLLA-ARDÈVOL; MATA-ALVAREZ, 2012)

Tabela 2.8 – Principais estudos relacionados à codigestão anaeróbia

Substratos	Reator	Observação	Ref.
Dejeto bovino + dejeto de lhama + dejeto de ovelha	Digestores tubulares de baixo custo em condições psicrófilas.	Aumento na produção de biogás em 100% com a codigestão do dejeto bovino e dejeto de ovelha em relação ao dejeto bovino. Queda na produção de biogás em 50% com a codigestão do dejeto de ovelha e dejeto de lhama em relação ao dejeto de lhama.	(MARTÍ-HERRERO et al., 2015)
Dejeto bovino + rábano forrageiro	Reator de batelada de 850 L em condições mesofílicas	A codigestão elevou a produção de metano e reduziu a produção de H ₂ S. Com dados extrapolados para um digestor contínuo em uma fazenda com 200 vacas haveria uma receita líquida ao produtor mensal de aproximadamente US\$ 3125 com a venda de eletricidade.	(BELLE et al., 2015)
Dejeto bovino com palha + resíduos de frutas e vegetais		Foram testadas a influência de diferentes proporções em reator mono e bifásico para determinar a proporção ideal de co-substrato. Observou-se que o uso da codigestão resultou na queda no rendimento de metano.	(GANESH et al., 2015)
Dejeto de aves + (Mandioca + Resíduos de coco + grãos de café)	Reator de 500mL a 55°C	Aumento de 93% no rendimento da produção de metano em comparação com a digestão do dejeto bovino.	(ABOUELENIEN et al., 2014)
Fibra prensada de palma + dejeto bovino	Reator batelada de 1L em condição mesofílica	Percebeu-se a redução do TRH, intensificação da hidrólise e encurtamento da fase de retardo. A codigestão mostrou-se viável na geração de energia.	(BAH et al., 2014)
Vinhaça + dejeto bovino	Reator de 5L em condições mesofílicas	A digestão da vinhaça não foi viável devido à instabilidade no processo. No entanto, a codigestão da vinhaça com o dejeto bovino (0,85/0,15) aumentou a produção de metano, estabilizou o processo e houve rápida degradação dos AGV.	(WESTERHOLM; HANSSON; SCHNÜRER, 2012)
Dejeto suíno + lodo de esgoto desidratado	Frascos de 250mL tipo batelada em condições mesofílicas	A melhor relação dejeto suíno/lodo de esgoto desidratado foi de 2:1 (SV), onde se obteve um aumento de 82,4% na produção de metano com relação ao lodo de esgoto	(ZHANG et al., 2014)

Tabela 2.8 – Principais estudos relacionados à codigestão anaeróbia

Substratos	Reator	Observação	Ref.
Dejeto bovino + Salix (planta da família <i>Salicaceae</i>)	Reator semi-contínuo de 6L a 37°C	isolado. A codigestão demonstrou maior estabilidade, atividade microbiana e capacidade hidrolítica e menor tempo efetivo na produção de metano. A codigestão apresentou melhores rendimentos comparados à digestão do dejeto bovino. Além disto, percebeu-se que o acúmulo de sólidos deve ser evitado para não ocasionar na diminuição na produção de metano.	(ESTEVEZ et al., 2014)
Dejeto bovino + palha de trigo	Reator de tanque agitado de fluxo contínuo (CSTR) de 8L	Os resultados mostraram estabilidade, no entanto, baixos níveis de produção da digestão do dejeto e também da codigestão com a palha de trigo. Os rendimentos globais obtidos não permitem a produção lucrativa de biogás nas atuais condições econômicas e tecnologias atuais.	(RISBERG et al., 2013)
Dejeto bovino + gramíneas	Reator de 300mL e 500mL tipo batelada em condições mesofílicas	A ótima proporção da mistura do dejeto e das gramíneas foi de 2:2 (ST) com um aumento de 39% na produção de metano, em comparação aos seus rendimentos individuais. A monodigestão de gramíneas levou ao acúmulo de AGV e falha do processo.	(ZHENG et al., 2015)
Dejeto suíno + palha de arroz	Reator anaeróbio em frascos em condição mesofílica e termofílica.	Notou-se que a utilização da argila como aditivo inorgânico contribuiu na redução da inibição da atividade metanogênica no processo. Em geral, a presença da palha de arroz teve menor influência do que os resíduos de argila, devido às propriedades de adsorção.	(JIMÉNEZ et al., 2015)
Dejeto suíno + águas residuais de azeite	Reator tipo batelada de 3,9L em condição mesofílica.	Observou-se que a melhor eficiência foi alcançada utilizando uma taxa de mistura de 40% de águas residuais de azeite e 60% de dejeto suíno. Com esta taxa logrou-se 79% da produção teórica de metano. Com isto, demonstrou-se uma solução sustentável de tratar ambos resíduos.	(KOUGIAS; KOTSOPOULOS; MARTZOPOULOS, 2014)

Tabela 2.8 – Principais estudos relacionados à codigestão anaeróbia

Substratos	Reator	Observação	Ref.
Dejeto bovino + (silagem de capim, beterraba e palha de aveia)	Reator semi-contínuo em condição mesofílica de 5L.	Verificou-se que é viável o uso da codigestão com até 40% de co-substrato. O maior rendimento na produção de metano ocorreu no uso de 30% de co-substrato, onde se obteve de 85-105% da produção teórica de metano dos substratos.	(LEHTOMÄKI; HUTTUNEN; RINTALA, 2007)
Dejeto bovino + resíduos de cozinha	Reator de 1L a 35°C em condições mesofílicas	Verificou-se que alterar o pH inicial trouxe efeitos importantes na produção de metano e tempo de permanência do substrato para uma proporção de 1:1 (p/p base peso fresco) na taxa de mistura de dejeto bovino e resíduos de cozinha com 8% de ST.	(ZHAI et al., 2015)
Dejeto bovino + palha de trigo triturada e briquetada	Reator de tanque agitado de fluxo contínuo (CSTR) de 30m ³ em condição termofílica.	Observou-se um incremento na produção de metano a partir da codigestão do dejeto bovino com a palha de trigo, utilizando a proporção de 95% de dejeto bovino com 5% de palha de trigo triturada e briquetada.	(XAVIER et al., 2015)
Dejeto bovino + (cama de ovelha = casca de arroz + dejeto ovino)	Reator tipo batelada de 6L	A partir de análises multivariadas associadas (PCA e CA) observou-se que a adição de 50% de dejeto bovino à cama de ovelha permite aumentar a produção de biogás e melhorar a qualidade do biofertilizante.	(CESTONARO et al., 2015)
Dejeto bovino + silagem de cardo (planta da família <i>Asteraceae</i>) + silagem de milho + silagem de cardo de leite	Reator tipo batelada a 37°C	Alcançou-se maiores rendimentos de metano utilizando a codigestão do dejeto bovino e da silagem de cardo comparado a do dejeto bovino e da silagem de milho e a do dejeto bovino e da silagem de cardo de leite. Com isto, demonstrou-se que a silagem de cardo pode vir a ser um bom substituto para a silagem de milho.	(KALAMARAS; KOTSOPOULOS, 2014)
Palha de milho + biomassa de microalga azul	Reator contínuo a 35°C e TRH de 10 dias	A codigestão aumentou a produtividade do metano em 46% com menor acúmulo de amônia e ácidos. A relação ótima C/N foi de 20:1 para a codigestão em matéria-prima, sendo que a etapa limitante do reator foi a degradação de acetato e propionato.	(ZHONG et al., 2013)

Tabela 2.8 – Principais estudos relacionados à codigestão anaeróbia

Substratos	Reator	Observação	Ref.
Dejeto bovino + resíduos de moenda de azeitona	Reator de tanque agitado de fluxo contínuo de 75L em condições meso e termofílicas	Percebeu-se que com a utilização dos resíduos de azeitona houve um incremento de 337% na produção de biogás, comparado ao uso do dejeto bovino. A proporção utilizada para o incremento destacado foi de 3:1 de dejeto bovino/resíduos de azeitona (p/p).	(GOBERNA et al., 2010)
Águas residuais petroquímicas + dejeto bovino	Reator de tanque agitado de fluxo contínuo de 4,5 L a 37°C	Observou-se que quando se atinge a relação C/N de 22:1 para a codigestão entre as águas residuárias petroquímicas e o dejeto bovino alcançou-se um aumento na produção de metano em até 50% sem o acúmulo de AGV.	(SIDDIQUE; SAKINAH; ZULARISAM, 2015)
Micro algas + co-substratos (palha de cevada / silagem de beterraba / algas marrons)	Testes com reatores em batelada e reatores de tanque agitado de fluxo contínuo de 4L a 37°C	Este trabalho investiga a codigestão de microalgas com substratos ricos em carbono (palha cevada / silagem de beterraba / algas marrons) com uma relação C/N de 25/1. Não foram observados benefícios com reatores em batelada, no entanto, em reatores contínuos observou-se um ganho de estabilidade e produção de metano. O maior volume de produção de metano ocorre durante a codigestão entre as microalgas e a silagem de beterraba.	(HERRMANN et al., 2016)
Águas residuais de fábricas de azeite + dejeto de aves	Reatores de tanque agitado de fluxo contínuo (CSTR) a 35°C	Percebeu-se que através da codigestão entre o dejeto de aves e as águas residuais de fábricas de azeite em uma proporção de mistura de 3:1 e uma relação C/N de 22/1 é possível alcançar um aumento na produção de biogás de 20-25%.	(GELEGENIS et al., 2007)
Lodo de esgoto + resíduos sólidos urbanos	Reator em batelada em condição mesofílica	A codigestão dos substratos aumentou a produção de biogás. Foi observado um incremento na taxa de produção de biogás (GPR) de 55% utilizando a codigestão quando comparado à mono-digestão da fração orgânica de resíduos sólidos municipais.	(SOSNOWSKI et al., 2008)

Tabela 2.8 – Principais estudos relacionados à codigestão anaeróbia

Substratos	Reator	Observação	Ref.
Resíduos de alimentos + lodo de esgoto	Reator tipo batelada de 4L em condição termofílica a 55°C	Observou-se que a codigestão dos resíduos de alimentos e lodo de esgoto na proporção de 40:60 aumentou a produção de metano em 39,65% (comparando à condição mesofílica de 0,23LCH ₄ /gVS e termofílica de 0,32LCH ₄ /gVS), produzindo aproximadamente 2,3LCH ₄ /L/d.	(KIM; NAM; SHIN, 2011)
Lodo de esgoto + resíduos alimentares	Reator tipo batelada em condições mesofílicas (35°C) e termofílicas (55°C)	A codigestão do lodo de esgoto e resíduos alimentares, em uma proporção de mistura de 50% de resíduos alimentares e 50% de lodo de esgoto aumenta a produção de biogás comparado a digestão individual. Enquanto a codigestão apresentou uma produção de metano de 0,215 e 0,280 l/gVS para as condições meso e termofílicas respectivamente, a monodigestão de lodo de esgoto apresentou uma produção de metano para as mesmas condições de 0,116 e 0,163 l/gVS.	(H.-W.; S.-K.; H.-S., 2003)
Resíduos de lodo ativado + resíduos alimentares	Reator tipo batelada de 3,5L a 35°C.	Observou-se que a mistura de alimentação de 50:50 (base SV) de resíduos de lodo ativado e resíduos alimentares com uma TRH de 13 dias oferece as melhores condições em termos de conteúdo de metano do biogás e da concentração de sólidos voláteis do efluente.	(HEO; PARK; KANG, 2004)

Como pode ser observado na Tabela 2.8, a codigestão é um processo recente e que envolve distintas variáveis, como os microrganismos presentes, a temperatura do meio, o substrato, o pH, a agitação do meio, a mistura, entre outros. Desta maneira, quando existem atuando em conjunto dois ou mais substratos um dos fatores que são alterados e que atuam de modo positivo para o aumento na taxa de produção de biogás é a relação C/N. Como se percebe da Figura 2.17, não há um consenso entre o aumento na produção de biogás no que concerne à codigestão.

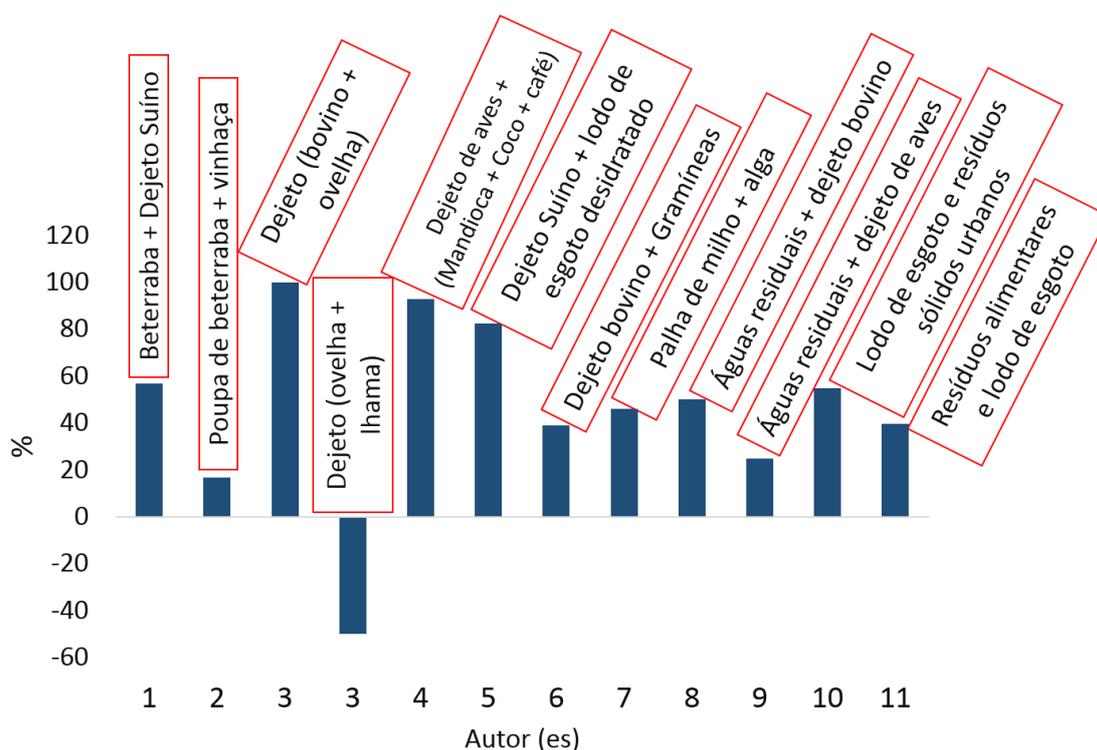


Figura 2.17 - Aumento na produção de biogás (%)

Fonte: Adaptado de (ABOUDI; ÁLVAREZ-GALLEGO; ROMERO-GARCÍA, 2015), (ZIEMIŃSKI; KOWALSKA-WENTEL, 2015), (MARTÍ-HERRERO et al., 2015), (ABOUELENIEN et al., 2014), (ZHANG et al., 2014), (ZHENG et al., 2015), (ZHONG et al., 2013), (SIDDIQUE; SAKINAH; ZULARISAM, 2015), (GELEGENIS et al., 2007), (SOSNOWSKI et al., 2008), (KIM; NAM; SHIN, 2011)

Com isto, percebe-se que aqueles incrementos envolvendo dejeito suíno, ou semelhante a ele o dejeito bovino, são 1 (57%) (ABOUDI; ÁLVAREZ-GALLEGO; ROMERO-GARCÍA, 2015), 3 (100%) (MARTÍ-HERRERO et al., 2015), 6 (82,4%) (ABOUELENIEN et al., 2014), 7 (39%) (ZHENG et al., 2015) e 10 (25%) (SIDDIQUE; SAKINAH; ZULARISAM, 2015). Assim, na elaboração deste trabalho ao se considerar os rendimentos teóricos de produção de biogás do dejeito suíno e da silagem de milho

considera-se o menor aumento na produção de biogás indicado pelos autores citados, sendo, portanto, de 25%.

Um importante fator que deve ser considerado na codigestão anaeróbia é que a localização do substrato base e do co-substrato devem estar o mais próximo possível para que os resíduos estejam disponíveis abundantemente. Caso contrário, o custo para coleta, o transporte e entrega podem tornar o processo economicamente inviável (NESHAT et al., 2017).

Além disto, um modo de tornar o projeto mais viável é o aproveitamento combinado da geração de calor e eletricidade na usina. Apesar do número de plantas de aproveitamento da codigestão estarem aumentando (RAVEN; GREGERSEN, 2007), a maior parte das plantas são de tratamento de materiais lignocelulósicos e lodo de esgoto (CAVINATO et al., 2013; RINTALA; JÄRVINEN, 1996; ZUPANČIČ; URANJEK-ŽEVART; ROŠ, 2008). Entre as plantas em escala real que tratam resíduos agrícolas e dejetos bovinos destaca-se a planta localizada em Veneza, Itália, que trata 140 toneladas de resíduos mistos agrícolas e 25m³ de dejetos líquidos diários em condições mesofílicas (CAVINATO et al., 2010).

Apesar dos variados estudos e pesquisas na área, percebe-se que há uma discrepância no desempenho da produção de biogás entre escala de laboratório e usinas em escala industrial. Essas discrepâncias ocorrem geralmente, devido às condições ambientais que são variadas e também pela incerteza de resíduos que podem haver na matéria-prima como inibidores do processo. Outro aspecto que deve ser considerado na codigestão é a distribuição heterogênea do substrato no biodigestor, o que causa certas dificuldades para alcançar a produção ótima de biogás estimada através da produção teórica, além da alta complexidade do processo que ainda não foi totalmente entendido (HAGOS et al., 2017).

2.6.2. Aditivos ou Material suporte

Os aditivos são substâncias fornecidas ao biodigestor em pequenas quantidades juntamente com o substrato. O principal objetivo do aditivo é aumentar a eficiência do processo. São exemplos de aditivos: minerais-traço, micro e macro nutrientes, agentes tamponantes, compostos para mitigar a inibição da amônia e compostos com alta capacidade de imobilização de biomassa (ROMERO-GÜIZA et al., 2016). Em geral é

possível aumentar o rendimento do biogás de 20 – 30% com o uso de aditivos (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

O carvão ativado é considerado um aditivo e seu uso na digestão anaeróbia tem sido estudado e tem apresentado bons resultados. O carvão vegetal (*em inglês biochar*) tem propriedades semelhantes ao carvão ativado e também pode ser utilizado como aditivo (LUO et al., 2015). O carvão vegetal, diferentemente do carvão ativado, por ser produzido em mais baixas temperaturas, sem ativação sua área superficial específica de adsorção não chega em muitos casos a 10% em comparação com o carvão ativado, no entanto, o custo de produção do carvão vegetal é significativamente mais barato (LEHMANN; JOSEPH, 2015).

A biomassa é composta principalmente por celulose, hemicelulose e lignina, juntamente com pequenas frações de pectina, proteína, extrativos e cinzas. Normalmente o conteúdo de celulose, hemicelulose e lignina estão dentro da faixa de 40-60 %, 20-40% e 10-25% de material de biomassa em base seca. Durante a decomposição térmica, a biomassa sofre uma série de reações, entre elas podemos destacar a desidratação, reticulação, despolimerização, fragmentação, rearranjo, repolimerização, condensação e carbonização em diferentes temperaturas. Através destes processos são produzidos o carvão vegetal, líquidos condensáveis (bio-óleo) e gases não condensáveis (syngas). O produto desejado e a aplicação do mesmo dependem da biomassa e da condição térmica para a desvolatilização (QUAN; GAO; SONG, 2016).

As características da biomassa incluem a composição elementar, o tamanho do pellet e o conteúdo mineral em suas cinzas, enquanto as condições térmicas são a temperatura máxima pirólítica, taxa de aquecimento, pressão e tempo de permanência. Assim, a pirólise lenta, a carbonização hidrotérmica e a torrefação favorecem a produção do carvão vegetal, enquanto a pirólise rápida a formação predominante de bio-óleo e a gaseificação a formação de produtos da fase gasosa (NSAMBA et al., 2015).

A necessidade de superfícies para o crescimento microbiano é bem reconhecida (COSTERTON, 2007). Em 2012, foi relatado que o carvão vegetal, quando adicionado em digestores anaeróbicos, fica impregnando com microrganismos metanogênicos. Efeitos similares foram percebidos por pesquisadores japoneses em 2006, quando foi descrita a imobilização e acúmulo de metanogênicos em carvão de bambu incubado com lodo anaeróbico (NOMURA et al., 2019). Este fato pode diminuir o intervalo para a produção máxima de biogás, pois, o carvão vegetal pode ser colhido e reutilizado como inóculo do biodigestor no local de entrada do substrato, isto pode ser

feito através da inserção do carvão vegetal em um saco de náilon, onde os efeitos são mantidos e o metabolismo dos metanogênicos são estimulados aumentando a taxa de degradação ao hidrogênio e dióxido de carbono e removendo ativamente o hidrogênio por redução ao metano (INTHAPANYA; PRESTON; LENG, 2012).

O carvão vegetal residual do processo de biodigestão, pode ser utilizado diretamente como biofertilizante ou, a partir de um subsequente processo de compostagem, ser utilizado como corretor do solo (LUO et al., 2015).

A adição do carvão vegetal na biodigestão resulta em maiores rendimentos de metano e redução de problemas com a inibição (MUMME et al., 2011). Apesar de seu uso ainda ser tema recente de pesquisa, estudos tem mostrado resultados promissores neste campo. O mecanismo que ocorre na adição do carvão vegetal na biodigestão é a adsorção no carvão vegetal de compostos inibitórios, promovendo a Transferência Eletrônica Direta de Interspecies (*DIET* em inglês) e atuando como um método de imobilização microbiana (CHEN et al., 2014; LUO et al., 2015). Além disto, o carvão vegetal atua como adsorvente para aumentar a produção de biometano e como suporte no desenvolvimento de uma comunidade bacteriana estável (SALMAN et al., 2017). Outros autores também sugerem o melhoramento a partir da imobilização de microorganismos (CAI et al., 2016; MUMME et al., 2011).

Estudos do efeito do carvão vegetal na inibição da amônia em digestores anaeróbicos já foram realizados, além da importância do carvão vegetal como removedor de amônia e íons amônio através de adsorção e troca iônica em suas superfícies relativas com matérias-primas contendo altas quantidades de nitrogênio (LÜ et al., 2016; MUMME et al., 2011).

Em outro trabalho, utilizou-se a pirólise de resíduos lignocelulósicos ou verdes para a produção de carvão vegetal que seria posteriormente adicionado ao biodigestor para aumentar a produção de biometano. Com isto, o carvão vegetal apresentou no biodigestor propriedades adsorventes com a finalidade de obtenção de maiores teores de biometano e suporte no desenvolvimento de uma maior estabilidade da comunidade microbiana. Neste mesmo trabalho, o bio-óleo e o gás de síntese produzidos por meio da pirólise foram reformados em syngas e então convertidos em biometano via metanação. Com isto, observou-se um aumento de 1,2 vezes no volume de biometano produzido e uma eficiência global de 67% contra 65% com o sistema de digestão anaeróbia independente (SALMAN et al., 2017).

Por outro lado, apesar da adsorção de compostos inibitórios e a imobilização microbiana, autores afirmam que os efeitos do carvão vegetal sobre a produção total de metano não têm apresentado resultados satisfatórios. Com base nos resultados obtidos através de estudos, foi verificado que o carvão vegetal afeta o processo, aumentando a atividade microbiana de modo seletivo, mas não afeta no todo em grande parte a produção de metano (CAI et al., 2016; LÜ et al., 2016; LUO et al., 2015).

Além disto, o carvão vegetal pirolítico teve a capacidade de diminuir a ação inibidora da amônia em concentrações moderadas (2100 mg/kg NAT (Nitrogênio Amoniacal Total)). Em concentrações maiores de amônia (3100 – 6600mg/kg NAT) o carvão vegetal não teve atuação e as fermentações, mesmo com a adição do carvão vegetal, tenderam à inibição, demonstrando que a capacidade do mesmo de inibição por adsorção da amônia é limitada (SINERVO, 2017).

O foco de muitas pesquisas no uso do carvão vegetal como aditivo tem se concentrado em seu funcionamento na fixação de microrganismos em sua área superficial e na formação de consórcios microbianos estruturados em uma matriz de biofilme, aumentando a eficiência de digestão microbiana tanto *in vitro* como *in vivo* (LENG; INTHAPANYA; PRESTON, 2012a, 2012b; LENG; PRESTON; INTHAPANYA, 2012). A partir dos estudos realizados, adicionando 1% de carvão vegetal (base seca) ao substrato aumenta-se a produção de biogás em 35% e reduz-se o teor de metano do gás em 8% (INTHAPANYA; PRESTON; LENG, 2012).

Uma comparação de custos foi feita e observou-se que o custo da produção do carvão vegetal pode variar de 51 US\$/ton a 386 US\$/ton. Uma usina de produção de biogás que trate anualmente aproximadamente 60.000 toneladas de matéria-prima, por uma razão baseada em 5% de carvão vegetal em comparação com o peso fresco do substrato, exigiria a necessidade anual de 3.000 toneladas de carvão vegetal. Com isto, haveria um custo adicional anual com a produção de carvão vegetal de 153.000 a 1.158.000 US\$ dependendo do custo obtido da produção do carvão vegetal. Este custo deve ser abatido através do incremento na produção de biogás para assim então, avaliar a viabilidade econômica e técnica do empreendimento em questão e esta análise não foi feita no trabalho em destaque (MEYER-KOHLSTOCK et al., 2016). Uma análise mais aprofundada será realizada neste trabalho.

O estado de Minas Gerais por deter o maior parque siderúrgico a carvão vegetal do mundo se destaca como o maior produtor e consumidor de carvão vegetal, atingindo

21,908 milhões de MDC (Metros Cúbicos de Carvão) no ano de 2007, que corresponde a três quartos do total produzido no Brasil (LEME, 2016).

O metro de carvão (MDC) se refere a quantidade de carvão necessária para preencher um recipiente de um metro cúbico (1m^3).

O efeito da crise econômica mundial de 2008 levou a queda de mais de 51% no preço do carvão vegetal chegando a valer R\$ 65,00/MDC no período de novembro de 2008 a maio de 2009. Antes da crise, o carvão vegetal chegou a valer R\$ 210,00/MDC. O maior consumo de carvão vegetal está na produção de ferro-gusa e com a crise econômica da China e os países asiáticos substituíram o ferro-gusa brasileiro pelo ferro-gusa oriundo da Rússia e Ucrânia. Segundo dados a produção de carvão caiu 38% de 2008 a 2015 (BEN, 2018).

Apesar do cenário negativo houve um crescimento no consumo de carvão vegetal de florestas plantadas que segundo dados da ABRAF, entre 2009 e 2012 foi de 61,4%, o que mostra uma maior preocupação e força de exigências de consumidores nacionais e internacionais quanto a devastação de florestas nativas, aliado às exigências dos órgãos ambientais nacionais. Ainda assim, a atividade carvoeira no Brasil é marcada por características negativas como a devastação de áreas nativas, condições de trabalho precárias, poluição ambiental na produção de carvão e baixo nível tecnológico (MELLO; REZENDE, 2012).

Há também distintos trabalhos que tratam a digestão anaeróbia com a utilização do aditivo carvão vegetal. A Tabela 2.9 elenca alguns trabalhos envolvendo a digestão com a utilização do carvão vegetal e seus resultados.

Tabela 2.9 – Principais estudos relacionados à digestão anaeróbia utilizando o carvão vegetal como aditivo.

Substratos	Reator	Observação	Ref.
Dejeto bovino + carvão vegetal	Reator contínuo a 35°C com TRH de 40 dias	A adição de 5% de carvão vegetal ao esterco de vaca resultou no aumento da produção de biogás em 34,7%.	(KUMAR; JAIN; CHHONKAR, 1987)
	Reator tipo batelada a 35°C com TRH de 40 dias	A adição de 5% de carvão vegetal ao esterco de vaca resultou no aumento da produção de biogás em 17,4%.	(KUMAR; JAIN; CHHONKAR, 1987)
Resíduo municipal e comercial + carvão vegetal	Reator tipo batelada a 37°C em condições mesofílicas, garrafas de vidro de 4 kg.	Aumento na produção de biogás em 26% utilizando tratamentos adicionais com NAT (Nitrogênio Amoníaco Total) e 15% em testes sem utilizar tratamentos adicionais com NAT.	(SINERVO, 2017)
Dejeto bovino + carvão vegetal	Reator batelada feita de seringas de 100mL de vidro a 42°C com TRH de 63 dias.	Utilizando 5% (base mássica) de carvão vegetal proveniente da carbonização hidrotérmica alcançou-se um aumento de 21% na produção de biogás a altas concentrações de NAT e 32% a baixas concentrações.	(MUMME et al., 2014)
Dejeto bovino + carvão vegetal	Reator batelada a 35°C com TRH de 30 dias	Utilizando 1% (base mássica) de carvão vegetal aumento a produção de biogás em 31% e um aumento neto na produção de metano em 27%.	(INTHAPANYA; PRESTON; LENG, 2012)
Silagem de milho + carvão vegetal	Reator batelada de 20 L a 37°C com TRH de 40 dias	Percebeu-se um aumento na produção de metano de 21,7% após 40 dias. Além disto, observou-se um aumento de 9% na produção de biogás após 91 dias.	(RÖDGER et al., 2013)
Dejeto bovino + carvão vegetal	Reator contínuo de 12 L com TRH de 20 dias	Utilizando 1% (base mássica) de carvão vegetal em um reator contínuo de 12 L verificou-se um aumento na produção de biogás de 4 a 5%, no entanto, houve uma redução no conteúdo de metano do gás.	(INTHAPANYA; PRESTON, 2013)
Resíduos urbanos + carvão vegetal	Reator batelada de aço à 40°C com TRH de 30 dias.	Verificou-se um aumento na produção de biogás e também de metano de 5% com adição de 5% de carvão vegetal e 3% com adição de 10% de carvão vegetal.	(MEYER-KOHLSTOCK et al., 2016)

Adaptado de (INTHAPANYA; PRESTON, 2013; INTHAPANYA; PRESTON; LENG, 2012; KUMAR; JAIN; CHHONKAR, 1987; MEYER-KOHLSTOCK et al., 2016; MUMME et al., 2014; RÖDGER et al., 2013; SINERVO, 2017)

Como visto na Tabela 2.9, existem autores que afirmam que é possível aumentar a produção de biogás em até 34,7% (KUMAR; JAIN; CHHONKAR, 1987).

Como se percebe a partir da Figura 2.18, grande parte dos autores afirmam que é possível, utilizando o carvão vegetal como aditivo, um aumento na produção de gás

superior a 15% e avaliando os valores que apresentam uma produção acima da já citada, é possível perceber que estes valores circundam a faixa de 25% de aumento e por isto, a escolha deste valor para ser usado como base deste trabalho, apoiado também em outros autores (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

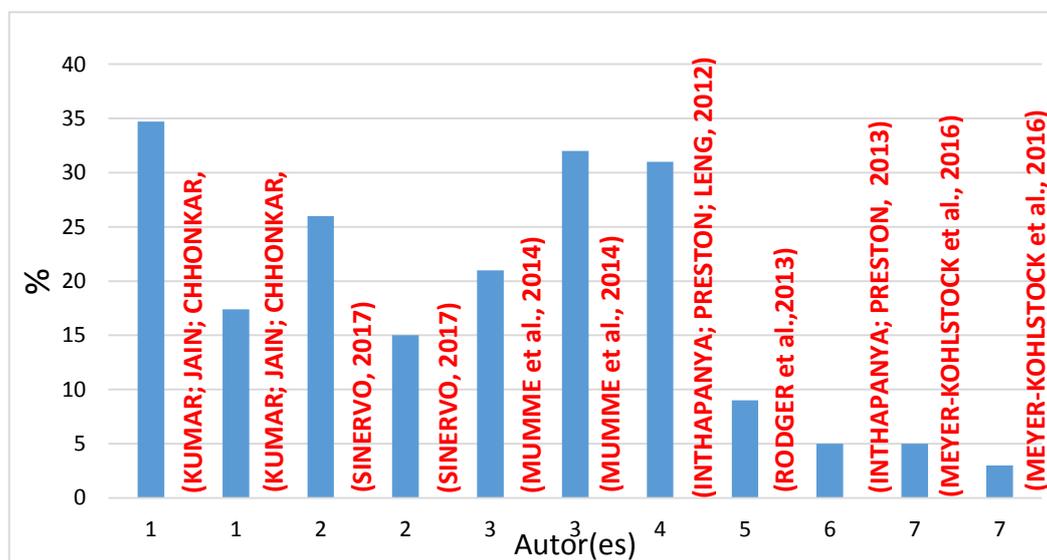


Figura 2.18 - Aumento na produção de biogás (%) utilizando o carvão vegetal como aditivo na digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de (INTHAPANYA; PRESTON; LENG, 2012; KUMAR; JAIN; CHHONKAR, 1987; MEYER-KOHLSTOCK et al., 2016; MUMME et al., 2014; SINERVO, 2017)

2.7. Tecnologias de conversão do biogás

O biogás produzido a partir da digestão anaeróbia pode ser usado para alimentar motores de combustão interna, microturbinas a gás, queimado diretamente para cocção e para aquecimento de água ou ambiente (SAMUN et al., 2017).

Os principais tipos de aplicação de biogás estão ligados à combustão direta do biogás e seu uso em motores de combustão interna. O diagrama da Figura 2.19 apresenta, de forma sintética, as possibilidades de uso do biogás como combustível alternativo:

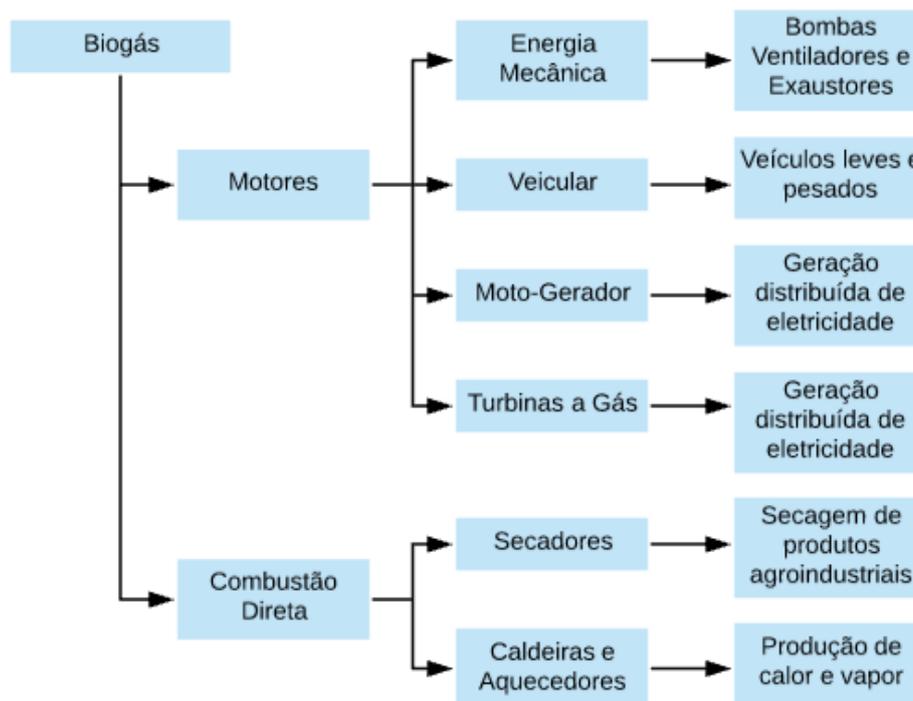


Figura 2.19 - Possibilidades do uso do biogás

Fonte: Adaptado de (FREITAS et al., 2019)

No processo de combustão direta, o biogás é queimado em câmaras de combustão, secadores, caldeiras ou aquecedores e o calor liberado é utilizado em processos de produção para secagem de grãos ou para alimentar algum processo que exija a produção de vapor ou calor. Outra forma de aproveitar a energia química contida no biogás é a partir de máquinas térmicas (motores de combustão interna ou turbinas a gás) para produzir eletricidade ou energia mecânica.

A energia mecânica produzida através da queima do biogás pode ser utilizada para alimentar ventiladores, exaustores e bombas, ou mesmo veículos, como é o caso de carros e ônibus movido a biometano. O trabalho de eixo que os motores de combustão interna ou turbinas a gás produzem quando interligados ao eixo do gerador, faz com que este entre em movimento, gerando eletricidade. Esta eletricidade pode ser produzida e consumida no local, como é o caso de sistemas autônomos de energia (sistemas isolados) ou injetada na rede elétrica por meio da micro ou minigeração distribuída.

Atualmente, as máquinas que tem apresentado melhores resultados no processo de conversão em energia elétrica são os motogeradores Otto a gás. As eficiências variam fundamentalmente em função da potência elétrica, para potências de 100 a 1.000 kW_e tem-se encontrado eficiências médias de 37,79 a 41,56% respectivamente. Em termos gerais considera-se que a eficiência elétrica e térmica, na maior parte dos casos varia de

30-40% e 35-55% respectivamente, quando a concentração de metano no biogás não é inferior a 40% (RUTZ; MERGNER; JANSSEN, 2015).

A Figura 2.20, apresenta as eficiências elétricas e térmicas para diferentes potências de motogeradores a gás operando a Ciclo Otto, utilizando regressão das eficiências.

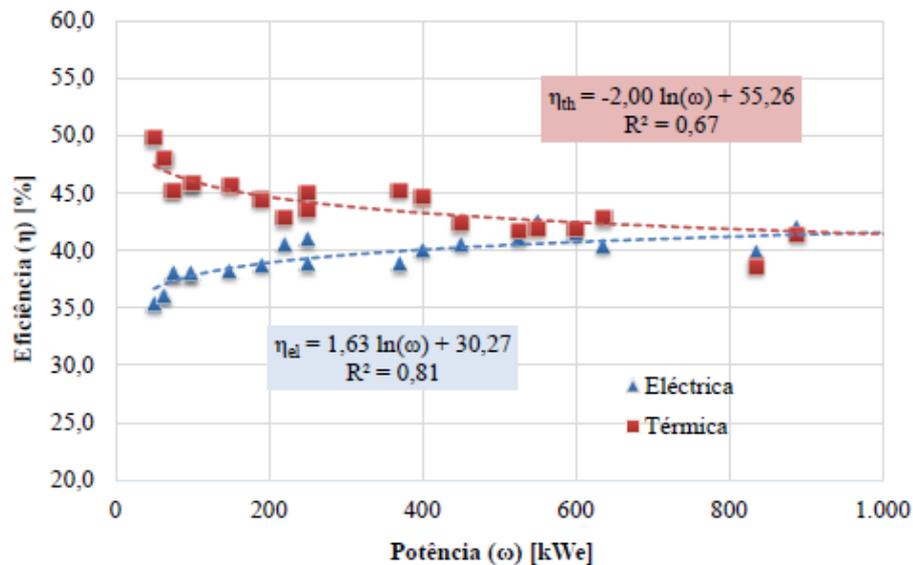


Figura 2.20 - Regressão das eficiências elétrica e térmica de motores-geradores a gás (CHP).

Fonte: (PIÑAS, 2016)

A Tabela 2.10 apresenta uma análise comparativa das principais alternativas atuais para geração combinada de calor e eletricidade a partir do biogás, enquanto que a Tabela 2.11, uma análise dos principais parâmetros das máquinas térmicas considerando emissões de NO_x , potência, rendimento e limitações.

Tabela 2.10 - Análise das principais alternativas para geração combinada de eletricidade e calor utilizando biogás.

Alternativas	Vantagens	Desvantagens
Motores de combustão interna	<p>Custo de investimento moderado;</p> <p>Manutenção simples;</p> <p>Possui partida rápida, operação estável e geralmente é bastante confiável;</p> <p>Fornecer energia térmica a altas temperaturas;</p> <p>Tecnologia madura e amplamente aplicada para geração de energia a partir do biogás, especialmente em instalações com energia de 800 kW;</p> <p>Uma ampla gama de motores estacionários disponíveis no mercado, abrangendo uma ampla gama de aplicações (5 kW até 5 MW) e ciclos de operação;</p> <p>Geralmente operado com gás natural, mas pode ser ajustado para operar com propano ou biogás;</p> <p>Grande potencial de recuperação de energia (elétrica + calor);</p> <p>Bom desempenho sob regime de carga variável.</p>	<p>A dificuldade de controlar suas emissões;</p> <p>Relativa baixa potência para peso e para relações de volume;</p>
Turbina a gás	<p>A alta temperatura dos gases de escape permite a geração de vapor a alta pressão e alta temperatura (quase 480 ° C) ou a aplicação direta em processos industriais de aquecimento e secagem;</p> <p>Turbina a gás em ciclo combinado com um ciclo de vapor. Os gases de exaustão da turbina a gás alimentam uma caldeira de recuperação que fornece vapor para a operação da turbina a vapor.</p>	<p>Alto custo de aquisição</p> <p>O combustível deve ser comprimido antes de ser fornecido para a câmara de combustão, o que requer um compressor de gás.</p> <p>Alto custo operacional devido à necessidade de compressão de gás;</p> <p>Demanda de gás de qualidade consistente;</p>

Tabela 2.10 - Análise das principais alternativas para geração combinada de eletricidade e calor utilizando biogás.		
Alternativas	Vantagens	Desvantagens
Microturbinas	<p>Portátil e modular (turbinas simples ou múltiplas) para atender à produção de biogás e às necessidades locais;</p> <p>Equipamento compacto com poucas partes móveis, exigindo menos cuidado com a operação e manutenção;</p> <p>Baixas emissões de NO_x, geralmente dez vezes menores que os motores de combustão interna com melhor desempenho, e também menores que as emitidas por queimadores;</p> <p>Capaz de operar com biogás com baixo teor de metano (35 ou até 30%);</p> <p>Capacidade de gerar calor e água quente. A configuração padrão do equipamento geralmente oferece a possibilidade de integração de um gerador de água quente (~ 95 ° C) usando calor de exaustão.</p>	<p>Eficiência menor que os motores de combustão interna e outros tipos de turbinas. Consome cerca de 35% a mais de combustível por kWh gerado;</p> <p>Suscetível a contaminação por siloxanos. A alimentação com biogás de aterro normalmente requer um nível mais alto de pré-tratamento do que o exigido pelas turbinas convencionais e outras formas de geração de energia elétrica;</p> <p>Atualmente, poucos compressores de baixa pressão e alta pressão estão disponíveis para atender aos requisitos de microturbinas sem a necessidade de adaptações dispendiosas;</p> <p>Pouca informação está disponível sobre a confiabilidade a longo prazo e os custos de operação e manutenção de microturbinas operando com biogás.</p>

Fonte : Adaptado de (EPA, 2002; EUROPEAN, 2001; LOBATO, 2011)

Tabela 2.11 - Potência, rendimento e emissões de NO_x nas tecnologias de geração com biogás.

Tecnologia de conversão	Poder instalado	Eficiência Energética (sem cogeração)	Emissões de NO_x
Motores a gás (ciclo Otto)	30 kW a 20 MW	30 a 40%	<3000 ppm Motores com baixa emissão: <250 ppm
Turbinas a gás (tamanho médio)	500 kW - 150 MW	20 a 35%	Média aprox. 35 a 50 ppm
Microturbinas (pequenas)	30 a 1000 kW	24–28%	<9 ppm

Fonte : Adaptado de (EPA, 2002; EUROPEAN, 2001)

2.8. Sistema de compensação de energia elétrica

O método da compensação da energia elétrica foi criado como resultado da Resolução Normativa – REN nº 482/2012, que estabeleceu as condições gerais para acesso da micro e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica de pequeno porte (“ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA”, [s.d.]).

A partir da implementação da resolução, viu-se que nela eram necessários ajustes. Com o objetivo de reduzir os custos e o tempo para conexão da micro e minigeração, ampliar o alcance, melhorar informações na fatura e compatibilizar o Sistema de Compensação de energia elétrica com as Condições Gerais de Fornecimento, foi realizada uma consulta pública que resultou na nova Resolução Normativa – REN nº 687/2015 (“ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA”, [s.d.]). Esta resolução modificou a REN nº 482/2012 e a seção 3.7 dos Procedimentos de Distribuição de Energia Elétrica no Sistema Elétrico Nacional – PRODIST (ANEEL, 2016).

A micro e a minigeração distribuída consiste na geração de energia elétrica proveniente de pequenas centrais geradoras que utilizam fontes renováveis ou cogeração qualificada, conectadas à rede de distribuição. A microgeração distribuída é caracterizada por gerar energia elétrica com potência instalada menor ou igual a 75 kW, enquanto a minigeração distribuída se refere às centrais geradoras com potência instalada superior a 75 kW e menor ou igual a 3 MW para fontes hídricas, ou 5 MW para outras fontes como o biogás.

Os procedimentos para acesso de micro e minigeração distribuída ao sistema distribuição são regulados por meio da seção 3.7 do PRODIST. Para que a central geradora seja caracterizada como micro ou mini são obrigatórias as etapas de solicitação e parecer de acesso.

O sistema de medição de energia deve estar acrescido da funcionalidade de medição bidirecional de energia elétrica, ou seja, medição de consumo e de geração. A aferição pode ser feita por meio de dois medidores unidirecionais, ou por meio de um único medidor bidirecional.

A análise da relação custo/benefício não compete à distribuidora ou mesmo aos órgãos reguladores, mas sim ao consumidor. Assim, o consumidor deve levar em consideração a fonte de energia para gerar energia elétrica, tecnologia dos equipamentos de geração, porte da unidade, localização, tarifa à qual a unidade consumidora está

submetida, condições de pagamento/financiamento do projeto e a existência de outras unidades consumidoras que possam usufruir dos créditos energéticos (kWh) gerados e acumulados por meio do sistema de compensação de energia elétrica. Cabe destacar que os créditos energéticos são válidos por até 60 meses.

Os créditos energéticos podem ser utilizados por outras unidades que estejam dentro da área de concessão da distribuidora, caracterizada como autoconsumo remoto, geração compartilhada ou integrante de empreendimentos de múltiplas unidades consumidoras (condomínios), em local diferente do local de consumo.

O autoconsumo remoto é caracterizado por unidades consumidoras de uma mesma pessoa jurídica ou física que possua diferentes unidades consumidoras dentro da mesma área de concessão ou permissão, nas quais o acúmulo de geração de energia poderá ser abatido (ANEEL, 2016).

Já a geração compartilhada já trata de uma junção de consumidores, dentro da mesma área de concessão ou permissão, por meio de consórcio ou cooperativa, constituído por pessoa física ou jurídica que tenha unidade consumidora com micro ou minigeração distribuída em local distinto das unidades consumidoras onde o crédito energético deve ser abatido.

O empreendimento com múltiplas unidades consumidoras por sua vez, é composto por um conjunto de unidades consumidoras que utilizarão a energia elétrica gerada pelo condomínio. Destacando a importância das unidades consumidoras que estejam em uma única propriedade ou em propriedades contíguas, não havendo entre elas vias públicas, de passagem aérea ou subterrânea e de terceiros não integrantes ao empreendimento (ANEEL, 2016).

É importante ressaltar que para os casos onde o consumidor injeta mais energia que consome, para o grupo B, unidades consumidoras em baixa tensão, deverá ser feito o pagamento do custo de disponibilidade – valor em reais equivalente a 30 kWh se monofásico, 50 kWh se bifásico ou 100 kWh se trifásico. Já para as unidades consumidoras conectadas em alta tensão (grupo A), deve ser pago à concessionária apenas a parcela referente à demanda contratada (ANEEL, 2016).

O esquema da Figura 2.21 apresenta a lógica de funcionamento do sistema de compensação de energia.

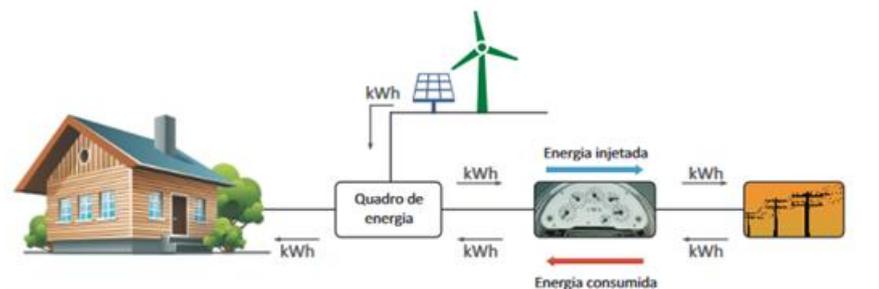


Figura 2.21 - Sistema de Compensação de Energia Elétrica

Fonte: (ANEEL, 2016)

Outro tema de importância dentro do Sistema de Compensação de Energia é o faturamento. Para os consumidores de baixa tensão (grupo B), onde de um mês para o outro ocorre o acúmulo de energia, este excedente será convertido em crédito energético (kWh) que deverá ser descontado dentro dos próximos 60 meses. No entanto, o consumidor deve pagar pelo custo de disponibilidade que varia em função do tipo da unidade consumidora (monofásica, bifásica ou trifásica).

Para os consumidores de alta tensão (grupo A) considera-se em que momento a energia foi injetada ou consumida pela unidade consumidora (dentro ou fora do horário de ponta). A energia injetada na rede fora de ponta é descontada do consumo fora de ponta, caso seja positivo é multiplicada por um fator de ajuste menor ou igual a 1. Assim, o crédito gerado fora de ponta após sofrer o ajuste é equivalente a um crédito gerado em horário de ponta e que então, pode ser abatido do consumo em horário de ponta.

2.9. ACV do Biogás

A ACV é uma metodologia de avaliação dos aspectos ambientais e dos impactos potenciais associados a um produto ou serviço, compreendendo toda a vida deste, incluindo etapas que vão desde as retiradas da natureza das matérias-primas elementares que entram no sistema produtivo à disposição final do produto.

Desta forma, uma breve discussão da importância da ACV é apresentada neste tópico, mostrando algumas aplicações relacionadas ao campo da análise de ciclo de vida do biogás, bem como vantagens e desvantagens de sua produção e consumo a partir dos resultados apresentados com esta ferramenta.

As fases da ACV incluem a definição do objetivo e do escopo do trabalho, análise do inventário, avaliação de impacto e interpretação dos resultados (ISO, 2006). O escopo e objetivo constitui-se uma fase qualitativa, onde é de suma importância o estabelecimento da unidade funcional, a medida do desempenho das saídas funcionais do sistema de produto, com o objetivo de fornecer uma referência para a qual as entradas e saída serão relacionadas.

A unidade funcional deve ser mensurável e consistente com os objetivos e escopo do estudo. Nesta mesma etapa, considera-se o público alvo, a unidade funcional, as fronteiras do sistema que podem alteradas de acordo com o objetivo do trabalho e os resultados esperados. As fronteiras podem ser do berço ao túmulo, do berço ao portão, do portão ao portão ou do portão ao túmulo, (linguagens utilizadas na metodologia para definir os limites do sistema analisado).

Na análise do inventário são analisadas todas as entradas e saídas de cada etapa unitária a partir da fronteira do sistema considerado. No caso do biogás, estimam-se os recursos (água, energia, combustível, alimentos) e as saídas (emissões, poluentes para água/solo). Na etapa de avaliação de impacto é feita a contabilização dos danos ambientais em todas as etapas consideradas, que dependerá do método a ser escolhido.

Por fim, a interpretação é a etapa onde os dados serão analisados e discutidos. Algumas questões poderão ser levantadas como a medição dos ganhos obtidos por meio da utilização do biogás ou do biofertilizante. Sobre o biogás pode-se inferir a emissão de gás carbônico evitada com a utilização da eletricidade proveniente do biogás em substituição as fontes fósseis e sobre o biofertilizante, pode-se contabilizar a economia de recursos econômicos e ambientais ao utilizar o biofertilizante proveniente do biogás no lugar de fertilizantes químicos.

Desta maneira através da ACV é possível comparar a partir de cenários com tecnologias diferentes (motor de combustão interna, turbinas, combustão direta) e finalidades energéticas diversas (eletricidade, incineração ou aquecimento), qual é a alternativa mais vantajosa em termos ambientais, sociais e econômicos.

Assim a ACV pode servir a uma diversidade de propósitos como a seleção de indicadores ambientais relevantes para avaliação do desempenho de projetos ou reprojeto de produtos ou processos, para a tomada de decisão na implementação de prioridades ou durante o projeto de produtos e processos. Além disto, permite identificar oportunidades de melhoramentos dos aspectos ambientais considerando as várias fases de um sistema

de produção. Além disto, a ACV estima em cada etapa a emissão de gás equivalente e seu impacto no aquecimento global.

Analisando alguns trabalhos relativos à ACV e que se relacionam com a produção do biogás, destaca-se, por exemplo, o estudo de um balanço de energia na produção de biogás, nas condições da Suécia com 8 matérias-primas diferentes. Assim conclui-se a partir de uma análise de ciclo de vida que a saída de energia líquida torna-se negativa quando as distâncias de transporte excedem aproximadamente 200 km (estrume), ou até 700 km (resíduo do matadouro). Além disto, foi observado uma grande variação da eficiência energética entre os sistemas de biogás estudados e que a produção líquida de energia é baixa devido ao alto conteúdo de água e baixa taxa de conversão da matéria-prima em biogás (BERGLUND; BÖRJESSON, 2006).

Outro estudo analisa o impacto evitado usando a metodologia do ACV na utilização de resíduos sólidos urbanos para a produção de biogás e sua utilização como biometano no setor de transportes. Ademais, na comparação da conversão de Bio-resíduo para energia e de Bio-Resíduo para biometano, foi observado uma melhora tanto na redução do aquecimento global como no potencial de energia não-renovável de 79% e 36% respectivamente (ARDOLINO; PARRILLO; ARENA, 2018).

A partir de uma Análise de Ciclo de Vida, permitiu-se verificar que os sistemas de aterro sanitário são as piores opções de tratamento para recuperação de energia gerado por meio dos resíduos sólidos municipais nas cidades brasileiras. Verificou-se que a melhor opção e que apresenta a melhor performance na recuperação de energia é por meio da combustão direta do resíduo como combustível para geração de eletricidade. Ademais, percebeu-se que o fator de escala para o número de habitantes é sumamente importante para viabilizar os projetos, com bons retornos econômicos com cidades com cidades a partir de 500.000 habitantes. E por meio de uma análise de sensibilidade observou-se que os parâmetros mais sensíveis para a análise econômica são os preços da eletricidade, os certificados de reduções de emissões, os custos de investimento e os custos com operação e manutenção (LEME et al., 2014).

Uma avaliação econômica e ambiental foi realizada na geração de eletricidade a partir do biogás de resíduos sólidos urbanos para a cidade de Ibadan, Nigéria. No trabalho são propostas duas metodologias para recuperação do biogás, seja a partir da tecnologia da digestão anaeróbia ou de recuperação de gás de aterro sanitário. Ambas tecnologias se mostraram viáveis economicamente, apresentando valor presente líquido positivo. A tecnologia da digestão anaeróbia apesar de apresentar um maior custo total do ciclo de

vida com relação à recuperação de gás de aterro sanitária, possuía um maior rendimento de metano e conseqüente potencial de geração de eletricidade e menor período de retorno e custo nivelado de geração de eletricidade (AYODELE; OGUNJUYIGBE; ALAO, 2018).

Uma consideração que é sempre feita na ACV, e que deve ser salientada, é que devido ao conceito oficial do IPCC (2001) de carbono neutro não se inclui a quantidade de gás carbônico produzido na reação de combustão do biogás no impacto poluidor e causador do aquecimento global (HOUGHTON et al., 2001).

A codigestão é utilizada, basicamente para equilibrar a relação C/N e assegurar a produção de biogás aumentando a sustentabilidade econômica da produção. No entanto, cabe destacar que o uso do co-substrato possui conseqüências ambientais que devem ser cuidadosamente estudadas, já que, dependendo do co-substrato, tais como, as culturas energéticas, esterco e outros tipos de resíduos orgânicos (resíduos de jardinagem, resíduos alimentares residenciais ou comerciais) poderiam ter outras aplicações e desta forma criar uma competição e inclusive uma subida de preços daquele resíduo, caso exista.

Um exemplo prático, se dá na produção de silagem de milho para a codigestão anaeróbia e que compete diretamente com a disposição de solo utilizável para a produção de milho usado na alimentação. Assim, o uso do solo cultivável deve ser também incluído na análise dos impactos ambientais causados pela codigestão, a partir da Análise de Ciclo de Vida do biogás (HAMELIN; NAROZNOVA; WENZEL, 2014; PEHME; VEROMANN, 2015). Cabe destacar que não há um consenso sobre a quantificação do impacto do uso do solo na utilização da cultura energética para a codigestão anaeróbia, pois, pode que o solo anteriormente de sua utilização para codigestão estava sendo utilizado para fins alimentícios, ou, era inutilizado, etc. (PEHME; VEROMANN, 2015).

A unidade funcional deve ser expressa de modo representativo do sistema e que seja comparável com outros sistemas analisados. Desta forma, muitos estudos relatam que os resultados de suas análises foram expressos por toneladas de dejetos animais, por meio de sua unidade funcional (HAMELIN; NAROZNOVA; WENZEL, 2014). A silagem de milho, é um dos co-substratos que produzem a maior quantidade de biogás por unidade funcional e isto é comprovado por outros estudos (HAMELIN; NAROZNOVA; WENZEL, 2014; PEHME; VEROMANN, 2015).

A energia elétrica substituída pela geração de biogás e que entra como produto evitado no processo da Análise de Ciclo de Vida é importante, pois afeta diretamente os resultados obtidos. Quando se toma a substituição de combustíveis fósseis com o uso da

eletricidade gerada a partir do biogás, produz uma significativa redução do impacto. No entanto, considerando o aumento das energias renováveis nos próximos anos há uma redução desta magnitude do potencial impacto provocado por meio da codigestão e que deve ser levada em conta (PEHME; VEROMANN, 2015).

Os principais componentes dos dejetos suínos são o nitrogênio (N), o fósforo (P) e os metais pesados, como zinco (Zn) e cobre (Cu), além de microrganismos fecais patogênicos. O manejo inadequado dos resíduos pode ocasionar sérios impactos ambientais sobre a água, a terra e o ar (COOLS et al., 2001).

Quando os dejetos suínos entram em contato com corpos hídricos pode provocar o processo de eutrofização dos corpos d'água devido ao acúmulo de nutrientes e o teor de orgânicos, acarretando a morte de peixes e a toxicidade em plantas, modificando a biodiversidade aquática e causando problemas para a saúde humana como a presença de verminoses, alergias e hepatite (SILVA et al., 2010).

Outro impacto ambiental da produção de suínos é a emissão de gases pela urina e pelas fezes de suínos. Um composto presente nos dejetos suínos é o carbamato de amônia que pode dissociar-se em dióxido de carbono e amônia. A amônia pode ocasionar a chuva ácida que por sua vez resulta na toxicidade do solo e água. O dióxido de carbono por sua vez é um dos gases de efeito estufa e que tem a capacidade de acelerar os processos climáticos na intensificação do aumento da temperatura global da terra e com isto agravar o aquecimento global (ITO; GUIMARÃES; AMARAL, 2016).

Outro gás importante e que resulta da produção de suínos e da decomposição anaeróbia dos dejetos é o gás metano cujo potencial poluidor na atmosfera para a intensificação do efeito estufa é 32 vezes maior do que o dióxido de carbono. Outros gases que também são produzidos neste meio são amônio, óxido nitroso e nitrogênio que também são gases causadores do efeito estufa (LOPES et al., 2013).

Um impacto ambiental pouco considerado, mas que também deve ser considerado na avaliação ambiental é o alto consumo de água. A produção de suínos requer um elevado consumo de água e nas atuais crises hídricas que o país tem vivido, uma política racional do uso de água se faz cada vez mais necessária. Estima-se que o consumo de água por animal ao dia, considerando as três fases de produção seria de aproximadamente 72,9 litros no estágio completo, 35,3 litros no estágio de produção de leitões e 8,3 litros no estágio de terminação (“FATMA - Fundação do Meio Ambiente”, 2014).

Recomenda-se que os resíduos da suinocultura sejam armazenados em lagoas, tratados em biodigestores ou em leitos de compostagem e seu posterior uso como biofertilizante em lavouras (OLIVEIRA, 2017).

Desta maneira considera-se como categoria de impacto importante a ser considerada na análise de ciclo de vida o Potencial de Depleção Abiótica (ADP), o Potencial de Acidificação (AP), o Potencial de Eutrofização (EP), o Potencial de Aquecimento Global (GWP), o Potencial de Depleção da Camada de Ozônio (ODP), o Potencial de Oxidação Fotoquímica (POFP) e o Potencial de Toxicidade Humana.

O Potencial de Depleção Abiótica avalia os impactos referentes ao uso ou extração de recursos naturais abióticos, ou seja, aqueles provenientes de minerais e combustíveis fósseis. É o consumo de recursos que não são renovados na natureza e provavelmente serão esgotados. Esta categoria avalia o esgotamento das reservas naturais, o aumento dos impactos futuros devido à escassez de recursos minerais e a falta de opções de uso de minerais para as próximas gerações. Para o caso da depleção abiótica de combustíveis fósseis, esta categoria é expressa em MJ (CHENANI; LEHVAVIRTA; HAKKINEN, 2015).

O potencial de acidificação diz respeito às emissões de poluentes como SO_2 ou NO_x para o ar. Estas emissões impactam de modo negativo águas subterrâneas, superficiais, organismos biológicos, ecossistemas, materiais e solo. Esta categoria de impacto é caracterizada na unidade de $\text{kg SO}_2 \text{ eq}$. A eutrofização por sua vez diz respeito ao acúmulo de nutrientes como nitrogênio e fósforo ao meio ambiente, causando assim, o crescimento acelerado de plantas aquáticas. A unidade que expressa a função do potencial de eutrofização é kg PO_4^{-3} (LIRA, 2011)

O potencial de aquecimento global diz respeito aos gases emitidos à atmosfera e que contribuem para o efeito estufa em um período de até 100 anos. Já a depleção da camada de ozônio avalia o impacto causado pela emissão de clorofluorcarbonetos à atmosfera, estes gases causam a perda da camada de ozônio que protege a terra da radiação UV. Seu fator de caracterização é expresso $\text{kg CO}_2 \text{ eq}$ (FERREIRA, 2004). A toxicidade humana é causada por atividades humanas que emitem substâncias que não são biologicamente degradáveis e que, portanto, se acumulam nos organismos dos seres vivos. Entre as substâncias bioacumuladoras, cita-se o mercúrio, a platina e o níquel. Estas substâncias podem ser acumuladas no organismo via inalação ou via ingestão (HAMELIN; WESNÆS; WENZEL, 2010).

Por fim, a última categoria de impacto a ser avaliada é a oxidação fotoquímica que trata do impacto potencial da formação fotoquímica de ozônio por substâncias emitidas para o ar. O ozônio antropogênico surge como produto de reações na atmosfera entre os radicais hidroxila, os poluentes antrópicos do ar, óxidos de nitrogênio e diferentes compostos orgânicos voláteis não-metânicos (NMVOC). O ozônio que se forma na atmosfera ou no solo é estudado através de distintos métodos que foram desenvolvidos nos últimos anos que estudam os impactos da exposição ao ozônio tanto aos seres humanos como aos outros seres vivos e até mesmo em materiais através das análises de ciclo de vida. Assim, como o ozônio formado na atmosfera envolvem reações de óxidos de nitrogênio (NOx) e compostos orgânicos voláteis (COV), para avaliar a qualidade do ar de ozônio é necessário primeiramente medir as concentrações de NOx e COV (LOBATO, 2011). O fator de caracterização desta categoria de impacto é kg C₂H₄eq.

2.10. Viabilidade técnica e econômica de plantas de biogás

O biogás pode ser produzido a partir de distintas matérias orgânicas, desde o dejetos produzidos pelos animais como é o caso deste estudo até mesmo a partir de resíduos sólidos urbanos. Neste trabalho destacado é feito um estudo do potencial de energia elétrica a partir do biogás de aterro no Brasil, assim a partir de parâmetros como o valor presente líquido ou a taxa interna de retorno de cada investimento é possível analisar a viabilidade econômica destes empreendimentos. Desta maneira, o autor verifica que apesar de haver um potencial inexplorado, para que o aproveitamento energético de biogás de aterro se torne viável, as populações não podem ser inferiores a 200,000 habitantes. Estas plantas poderiam se tornar viáveis com populações menores caso houvesse políticas públicas que fomentassem a viabilidade de projetos de plantas de biogás no Brasil (BARROS; FILHO; SILVA, 2014).

Outra forma de produzir o biogás de forma viável é a partir da vinhaça, um resíduo da indústria da cana de açúcar. Assim como determinado pelo autor para alcançar a viabilidade econômica do resíduo da vinhaça é necessária uma área equivalente a 6,000 ha (considerando o processamento da cana de açúcar em plantas autônomas) ou 14,580 ha (considerando o processamento de cana de açúcar em plantas anexas). Além disto, poderia alcançar um potencial de emissões evitadas de aproximadamente 1,9 MtCO₂/ano, o que representaria aproximadamente 2,1% das emissões da indústria brasileira em 2014

(BERNAL et al., 2017). Outros trabalhos também destacam a viabilidade econômica do aproveitamento da vinhaça a partir da digestão anaeróbia para a produção de biogás (LEME; SEABRA, 2017; MORAES; ZAIAT; BONOMI, 2015).

Dentro da produção de biogás a partir de dejetos suínos cabe destacar o trabalho que realiza um estudo de viabilidade econômica da produção de biogás em granjas de suínos. No estudo o autor estima um tempo de retorno de investimento entre 70 e 80 meses considerando a venda de créditos de carbono e/ou compensação de energia elétrica, apoiados por uma análise de séries temporais como metodologia na redução de riscos (ROCKENBACH; SOUZA; OLIVEIRA, 2016).

Outro importante aproveitamento do biogás e que tem grande potencial energético no Brasil é a partir da vinhaça, um produto da indústria de cana-de-açúcar. Em trabalho já citado, é feito uma avaliação técnico-econômica levando em conta cinco rotas tecnológicas de modernização do biogás. Os resultados econômicos mostraram-se equivalentes a outros combustíveis já existentes no mercado, e estimou-se também a capacidade mínima de produção de etanol por estação para que os preços sejam atrativos economicamente (LEME; SEABRA, 2017).

2.11. Uso do biofertilizante no cultivo

A biodigestão, é um processo anaeróbico que tem como produtos o biogás e o digerido. O digerido por sua composição, é considerado um fertilizante, por ser capaz de atuar sobre a planta aumentando sua produtividade e por possuir compostos minerais e orgânicos. Em outros casos, também poder ser considerado um corretivo do solo por melhorar as suas propriedades físicas ou físico-químicas (OLIVEIRA; MOREIRA; SOARES, 1984).

A matéria orgânica, quando utilizada no solo, forma compostos orgânicos estáveis reduzindo o processo de acidificação, fixando adubos e calcários e evitando o carregamento e perda dos nutrientes pelas águas de chuva e irrigação (OLIVEIRA; MOREIRA; SOARES, 1984). No entanto, esta prática quando feita de modo contínuo e repetitivo por muitos anos, pode levar ao acréscimo do teor de nitrogênio orgânico no solo devido à quantidade deste nutriente no solo e também ao potencial de mineralização do nitrogênio. Por isto, a determinação da quantidade de nitrogênio necessário

anualmente é de suma importância para determinar a quantidade de digerido a ser aplicado ao solo considerando o consumo das plantas e às perdas por lixiviação (MORETTI; BERTONCINI; ABREU-JUNIOR, 2013). Além destes impactos negativos já citados, além de ocasionar a diminuição da produção pode ocorrer a contaminação ou a má qualidade do solo, das águas e do ar (CORRÊA et al., 2011).

A determinação da quantidade de biofertilizante necessário no solo, leva à necessidade de avaliar as características químicas do solo, esta etapa é de suma importância para diagnosticar a necessidade de corretivos de acidez e de fertilizantes. De acordo com a Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), no uso de biofertilizantes suínos os limites de cobre e zinco no solo devem estar de acordo com os valores listados na Tabela 2.12 (CONAMA, 2009):

Tabela 2.12 - Valores máximos admissíveis no solo

Elemento	Teor de investigação (mg/kg)	Teor limite no solo (mg/kg)
Zn	300	450
Cu	60	250

Fonte: (CONAMA, 2009)

Com base nos valores estabelecidos pelos Boletins de Adubação e Calagem para cada região do país pode-se determinar a quantidade necessária de biofertilizante escolhendo um nutriente presente no mesmo de acordo com a produção esperada e pelo cultivo. Assim, analisando o solo alguns critérios devem ser respeitados para assegurar a proteção do meio. Desta maneira, caso o teor de fósforo no solo seja muito alto, para a aplicação do fertilizante deve-se considerar a demanda nutricional e a produtividade esperada da cultura para esse nutriente. Deste modo, recomenda-se até a não utilização de fertilizante até que o teor de fósforo caia a níveis médios, lembrando que cada estado ou região brasileira possui seus limites de interpretação de teor de fósforo em solo.

No solo em que o teor de fósforo não seja muito alto, a aplicação de biofertilizante pode ser considerada a partir do teor do elemento nitrogênio, considerando a demanda deste nutriente e a produtividade esperada da cultura. Além disto, para evitar o escoamento superficial de nitrogênio e a lixiviação de nitrato é importante indicar a quantidade máxima de nitrogênio que deve ser aplicada ao solo por ano. Esta quantidade pode variar de 125 kg/ha.ano para solos arenosos a 250 kg/ha.ano para os de textura média a argilosa (“European Environment Agency. Nutrients in freshwater (CSI 020)”, 2010; NEETESON, 2000; NUTRIENT, 2008). Caso os teores de cobre e zinco sejam iguais ou

superiores aos padrões estabelecidos na Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), o uso do biofertilizante não deverá ocorrer nos sistemas de produção agrícola e florestal.

Nas áreas onde será feito a aplicação do biofertilizante devem haver curvas de níveis ou terraços para evitar que os nutrientes escoem para os corpos de água. Além disto no estado do Paraná, a área de aplicação deverá ser classificada de acordo com o sistema de classificação de risco ambiental das terras para uso agrônômico de dejetos suínos, segundo os padrões da Instrução Normativa IAP/DIRAM 105.006 de 2009 que classifica as áreas em cinco classes de acordo com o risco ambiental (IAP, 2004).

Outro fator que deve ser considerado é a composição química do dejetos que deve ser analisada para a determinação da quantidade exata de nutrientes que o solo e a planta requerem para alcançar o nível de produtividade. Caso a quantidade de nutrientes fornecidos seja superior à necessidade nutricional da planta, mas não muito acima, este contribuirá para o aumento da fertilidade do solo. No entanto, caso a quantidade seja muito elevada pode ocasionar em um efeito contrário, reduzindo a capacidade de absorção da planta e conseqüentemente prejudicando seu desenvolvimento, como por exemplo, o aumento da quantidade de potássio em relação ao de magnésio no solo, entre outros (CORRÊA et al., 2011). Desta maneira, para calcular a taxa de aplicação do biofertilizante por hectare ao ano deve-se conhecer o solo e o dejetos em sua composição química e também a quantidade de nutrientes necessários relativos à cultura a ser cultivada na área onde será aplicado o fertilizante orgânico. Além disto, é de suma importância que de forma anual seja realizado o monitoramento das áreas que receberam o fertilizante.

A Tabela 2.13 apresenta a produção adicional de compostos fertilizantes (nitrogênio e fósforo) a partir do digerido ou biofertilizante no sistema de biogás.

Tabela 2.13 – Balanço de nitrogênio e fósforo disponíveis a partir de sistemas de biogás.

Biomassa	Nitrogênio (kg/ton de matéria prima)	Fósforo (kg/ton de matéria prima)
Culturas energéticas	4,3	0,48
Estrume	1,3	-

Fonte: Adaptado de (BORJESSON; BERGLUND, 2007)

Desta maneira a utilização de dejetos suínos é uma opção para diminuir os custos para o cultivo de matéria prima para substratos e sobretudo, evitar o descarte inadequado de material orgânico rico em nutrientes no meio ambiente. No entanto, para impedir a

contaminação do solo, das plantas e da água o dejetos deve passar pelo processo de biodigestão. Assim, o digerido se devidamente processado pode ser utilizado como biofertilizante (SEDIYAMA et al., 2014).

O potencial do biofertilizante gerado no processo de codigestão anaeróbia de dejetos suínos e bovinos foi avaliado e verificou-se que a utilização do biofertilizante a uma taxa de 40 kg de Nitrogênio por hectare o crescimento das plantas para o cultivo do milho é similar à adubação comercial (ureia). Neste trabalho avaliou-se o crescimento da planta avaliando a altura e o diâmetro do colmo (ROCHA; COSTA; LIMA, 2016). Desta maneira percebe-se que o biofertilizante é um ótimo substituto do fertilizante inorgânico.

Outros trabalhos já evidenciaram a eficácia do biofertilizante produzido a partir do esterco bovino (BRITO et al., 2014; LIMA et al., 2012) e suíno (CASTOLDI et al., 2011; FREITAS et al., 2004) para a cultura do milho como uma rica fonte de nutrientes.

Aplicando o digerido do dejetos suíno ou *in natura* a uma proporção de 180m³/ha.ano no cultivo de capim-marandu (*Brachiaria bizantha* cv. Marandu) alcançou-se uma produção semelhante ao fertilizante inorgânico (MEDEIROS et al., 2007).

Uma pesquisa realizada na UNESP – Jaboticabal, avalia o uso do biofertilizante proveniente do dejetos bovino na produtividade do milho. Na tese verifica-se que a melhor dose de efluente foi de 60m³/ha, resultando na melhor produção de milho (FERREIRA, 2012). Em outro estudo, aplicando biofertilizante de esterco bovino no cultivo de alface nas doses de 10, 20, 30, 40 e 60 m³/ha verificou-se que a proporção de 60 m³/ha é aquela que resultou na melhor performance inclusive em relação aos fertilizantes inorgânicos (CHICONATO et al., 2013).

Capítulo III

3. Metodologia

Este trabalho apresenta o estudo do sistema atual de produção de biogás na Fazenda Modelo, situada no município de Oliveira no estado de Minas Gerais e de possíveis cenários que visem incrementar esta produção a partir de práticas viáveis técnica e economicamente. A metodologia proposta neste trabalho se divide em três partes: i) Definição e descrição dos três cenários, incluindo um cenário base que é o sistema atual já em operação; ii) Estimar o acréscimo na produção de biogás devido ao uso da codigestão do dejetos suíno com os outros 2 co-substratos (silagem de milho e capim-elefante) e o aditivo (carvão vegetal). iii) Avaliação econômica e ambiental (ACV) do cenário atual e dos cenários alternativos; iv) Escolha do melhor cenário e, dependendo dos resultados, proposta de alterações do cenário-base.

O cenário base é caracterizado pela monodigestão de dejetos suínos, aproximadamente 41.000 suínos, cujo peso médio é de aproximadamente 100 kg e sua respectiva produção diária de dejetos é de 4,5 kg/animal. Estes dejetos possuem uma quantidade aproximada de sólidos totais de 28,9%, sendo que para as condições do biodigestor escolhido é necessário que esteja em uma percentagem de aproximadamente 10% ST. Para as condições mesofílicas de 38°C o rendimento médio de biogás é de 60 m³/ton de dejetos suíno. O biogás produzido possui um poder calorífico inferior médio

de aproximadamente 6,5 kWh/Nm³. Esta energia térmica liberada a partir da queima do biogás será convertida em eletricidade por meio de um motogerador cuja eficiência de conversão é de 39,27%. O calor residual do processo de queima e conversão de eletricidade do motogerador será direcionado para o aquecimento do próprio biodigestor por meio de um trocador de calor, cuja eficiência de troca é de aproximadamente 90%. Além disto, diariamente 4800 Nm³ do biogás produzido é direcionado para o aquecimento de baias de creches de suínos, ou seja, os suínos que estão em fase inicial e requerem um aquecimento externo.

Os cenários II, III e IV, tem como referência o cenário base, com relação à quantidade de suínos, produção de dejetos suínos, sólidos totais do dejetos suíno, temperatura do substrato no biodigestor, aquecimento de baias de suínos em fase inicial, rendimento do biogás de dejetos suíno e poder calorífico do biogás. O Cenário II é composto por agregar ao substrato de dejetos suíno o substrato de silagem de capim-elefante. Assim, devem ser considerados a porcentagem de sólidos totais da silagem, o rendimento específico de silagem e a quantidade de silagem necessária a ser agregada para que se obtenha a relação ótima C/N. O cenário III é composto por adicionar ao substrato de dejetos suíno, o substrato de silagem de milho. Com isto, devem ser considerados a porcentagem de sólidos totais da silagem de milho, o rendimento específico desta silagem e também a quantidade necessária de silagem para se obter a relação ótima de C/N. Cabe salientar, que a relação C/N de cada substrato é diferente e com isto, a proporção ou fração mássica de cada componente pode variar. O cenário IV é composto pelo dejetos suíno e também por um aditivo, o carvão vegetal, cuja proporção mássica de carvão vegetal em relação ao seu peso fresco foi definida com base em dados de literatura (5%), bem como a produção adicional de biogás, devido a sua adição.

Os cenários consideram o mesmo volume de dejetos suínos e estão assim divididos:

Cenário-base: Aproveitamento do biogás proveniente de dejetos suínos para produção de eletricidade (esquema atual);

Cenário 2: Aproveitamento do biogás proveniente da codigestão da silagem do capim-elefante e dos dejetos suínos para produção de calor e eletricidade;

Cenário 3: Aproveitamento do biogás proveniente da codigestão da silagem do milho e dos dejetos suínos para produção de calor e eletricidade;

Cenário 4: Aproveitamento do biogás proveniente da codigestão dos dejetos suínos e carvão vegetal para a produção de calor e eletricidade.

3.1. Produção de energia elétrica a partir do biogás

Para a quantificação da produção de energia elétrica a ser produzida, deve-se levar em consideração alguns parâmetros, tais como, as eficiências elétricas e térmicas de conversão da usina de biogás. Considerando o tamanho da usina e a potência elétrica a ser instalada é mais vantajoso o uso de motores de combustão interna adaptados para utilizar biogás, como visto no capítulo 3.

São apresentadas na Tabela 3.1, a porcentagem média de metano, o poder calorífico inferior do biogás e do metano, o volume específico e o tempo de operação do motor de combustão interna, segundo dados de literatura:

Tabela 3.1 - Parâmetros utilizados para a avaliação da geração de eletricidade a partir do biogás

Parâmetros	Unidade	Valor	Referência
Porcentagem de metano no biogás	%	65	(“Swedish Gas Centre”, 2012)
Poder calorífico inferior do biogás	MJ/Nm ³	23,4	(“Swedish Gas Centre”, 2012)
Tempo de operação do motor de combustão interna	h/a	8000	(RUTZ; MERGNER; JANSSEN, 2015)
Poder calorífico inferior do metano	MJ/Nm ³	35,79	(OLIVEIRA, 2009)
Volume específico do metano	m ³ /kg	1,393	(OLIVEIRA, 2009)

Fonte: Adaptado de (OLIVEIRA, 2009; RUTZ; MERGNER; JANSSEN, 2015; “Swedish Gas Centre”, 2012)

3.2. Quantidade dos substratos a utilizar

Para o cálculo da relação C/N de uma mistura de diferentes substratos, sobre a base do conteúdo de carbono e nitrogênio de cada um dos substratos utiliza-se a seguinte expressão:

$$k = \frac{C_1 * Q_1 + C_2 * Q_2 + \dots + C_n * Q_n}{N_1 * Q_1 + N_2 * Q_2 + \dots + N_n * Q_n} \quad (2)$$

Onde:

k = Relação C/N da mistura de substratos;

C = Percentagem de carbono orgânico contido em cada substrato [%];

N = Percentagem de nitrogênio orgânico contido em cada substrato [%];

Q = Peso fresco de cada substrato [kg];

No cálculo do rendimento de biogás, por tonelada de mistura, assumiu-se os rendimentos médios do esterco suíno e dos co-substratos utilizados, os quais são obtidos a partir dos sólidos totais, sólidos voláteis e rendimento específico de biogás dos substratos avaliados, conforme a Tabela 3.2. A quantidade de substrato e co-substrato a ser utilizado foi calculada em função da razão ótima C/N da mistura, que varia de 20 a 30 tendo sido considerado o valor médio de 25. Os rendimentos de biogás por tonelada de mistura são calculados através da média ponderada dos rendimentos isolados de cada substrato.

Tabela 3.2 - Parâmetros para avaliação da produção de biogás

Parâmetros	Unidade	Valor	Ref.
Dejeto Suíno			
Sólidos totais	%	28,9	(ORRICO et al., 2015)
Sólidos voláteis	%	22,09	(ECHEVERRIA et al., 2009)
Relação C/N	C/N	13	(MORENO, 2011)
Nitrogênio	%	1,1-2,5	(MORENO, 2011)
Rendimento de biogás	m ³ /ton	60,0	(MORENO, 2011)
Rendimento por hectare	ton/ha.a	-	-
Silagem de milho			
Sólidos totais	%	33,5	(RYNK et al., 1992)
Sólidos voláteis	%	95,5	(DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011)
Relação C/N	C/N	40,5	(RYNK et al., 1992)
Nitrogênio	%	0,77-1,11	(FNR, 2010)
Rendimento de biogás	m ³ /ton	144,65	-
Rendimento por hectare	ton/ha.a	40	(Acompanhamento da safra brasileira rio grande do sul: Grãos, Relatório Geral, 2015)
Silagem de capim			
Sólidos totais	%	36,6	(AJAYI, 2011)
Sólidos voláteis	%	91	(WILAWAN; PHOLCHAN; AGGARANGSI, 2014)
Relação C/N	C/N	43,6	(WILAWAN; PHOLCHAN; AGGARANGSI, 2014)
Nitrogênio	%	0,58-1,40	(DIOHA et al., 2013)
Rendimento de biogás	m ³ /ton	165,74	
Rendimento por hectare	ton/ha.a	37,67	(AJAYI, 2011)

Fonte: Adaptado de (Acompanhamento da safra brasileira rio grande do sul: Grãos, Relatório Geral, 2015; AJAYI, 2011; CERVI; ESPERANCINI; BUENO, 2010; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; ECHEVERRIA et al., 2009; FNR, 2010; MORENO, 2011; ORRICO et al., 2015; RYNK et al., 1992; WALLA; SCHNEEBERGER, 2008; WILAWAN; PHOLCHAN; AGGARANGSI, 2014)

Deste modo, o rendimento de biogás por tonelada de mistura é determinado pela Equação 3.1.

$$R_t = x_1 * R_1 + x_2 * R_2 + \dots + x_n * R_n \quad (3.1)$$

Onde:

R_t = Rendimento de biogás da mistura [$m^3_{\text{biogás}}/\text{ton}_{\text{mistura}}$];

R_1 = Rendimento de biogás do substrato ou co-substrato 1 [$m^3_{\text{biogás}}/\text{ton}$];

R_2 = Rendimento de biogás do substrato ou co-substrato 2 [$m^3_{\text{biogás}}/\text{ton}$];

R_n = Rendimento de biogás do substrato ou co-substrato n [$m^3_{\text{biogás}}/\text{ton}$];

x_1 = Fração mássica do substrato ou co-substrato 1;

x_2 = Fração mássica do substrato ou co-substrato 2;

x_n = Fração mássica do substrato ou co-substrato n;

Desta forma, conhecendo a fração mássica do substrato ou co-substrato vegetal, é possível calcular, a partir da produção média por área (hectare), a área necessária para produzir a quantidade necessária de matéria-prima vegetal que conforma o substrato ou co-substrato.

A quantidade de substrato animal é conhecida, sendo estabelecida em função da quantidade de suínos que possui a fazenda em seu atual cenário e do volume de dejetos diário produzido e encaminhado a unidade geradora de biogás.

3.3. Tempo de Retenção Hidráulica (TRH)

O tempo de retenção hidráulico (TRH) é calculado pela Equação 3.2 e foi estimada a partir de dados experimentais de usinas de produção de biogás situadas em diferentes condições e temperatura (UPME, 2003).

$$TRH = -51,227 \ln(T) + 206,72 \quad (3.2)$$

Onde:

TRH = Tempo de retenção hidráulica [dias];

T = Temperatura do substrato [$^{\circ}\text{C}$]

O tamanho dos biodigestores está diretamente relacionado ao tipo de substrato, à quantidade disponível diariamente e ao tempo de retenção hidráulica.

O tamanho do biodigestor é dado em função da carga diária e do Tempo de Retenção Hidráulica (TRH). O TRH é um importante parâmetro que depende diretamente

da temperatura de operação no biodigestor. É sabido que a elevadas temperaturas, a degradação anaeróbia ocorre mais rapidamente e a baixas temperaturas ocorre o inverso.

3.4. Dimensionamento do biodigestor tipo lagoa coberta

Para o dimensionamento do biodigestor, considerou-se os sólidos totais máximos admissíveis para a biodigestão úmida de 10% (MORENO, 2011). Além disto, por se tratar de um substrato líquido, assume-se uma densidade equivalente de 1.000 kg/m^3 . E para a carga orgânica produzida diariamente pelos suínos, levou-se em consideração a quantidade de animais da granja e a quantidade de dejetos diários produzida para um animal de aproximadamente 100 kg, tomando como base de referência a Tabela 2.6.

Para o dimensionamento do biodigestor utilizou-se a equação 3.3. No dimensionamento do gasômetro do biodigestor, considerou-se a produção diária de biogás, levando em conta que o armazenamento, deve ser no mínimo, suficiente para acumular um dia de produção de biogás.

$$V_{BD} = \dot{M}_T \times \rho^{-1} \times TRH \times f_{BD} \quad (3.3)$$

Onde:

V_{BD} = Volume do biodigestor [m^3];

\dot{M}_T = Massa total dos substratos e co-substratos adicionada diariamente [ton/dia];

ρ = Densidade de substratos [ton/m^3];

TRH = Tempo de retenção hidráulica [dias];

f_{BD} = Fator de projeto para o biodigestor.

3.5. Dados Climatológicos

Os dados climatológicos são importantes no cálculo do projeto de dimensionamento da unidade digestora, pois impactam de forma direta na temperatura de digestão das bactérias e arqueas e conseqüentemente no volume do biodigestor. Temperaturas mais altas ocasionam tempos de retenção hidráulica (TRH) menores. Desta forma, ainda que haja aquecimento externo do substrato ou do próprio biodigestor é importante saber a que temperatura está o substrato para então, a partir da temperatura ambiente e da temperatura desejada, definir a diferença de temperatura requerida.

Assim a Tabela 3.3 apresenta as temperaturas máximas e mínimas da cidade de Oliveira – MG.

Tabela 3.3 - Temperaturas máxima média, mínima média e média da cidade de Oliveira - MG.

Mês	T _{mínima-média}	T _{máxima-média}	T _{média}
Junho/18	17,60	19,03	18,32
Julho/18	17,35	18,97	18,16
Agosto/18	17,37	18,75	18,06
Setembro/18	19,45	20,93	20,19
Outubro/18	20,74	21,97	21,36
Novembro/18	20,06	21,21	20,63
Dezembro/18	21,30	22,70	22,00
Janeiro/19	22,88	24,50	23,7
Fevereiro/19	21,86	23,17	22,52
Março/19	21,06	22,35	21,70
Abril/19	20,71	22,08	21,40
Mai/19	19,37	20,78	20,02
T _{média-anual}			20,66

Fonte: (“INMET. Instituto Nacional de Meteorologia”, 2019)

A temperatura média anual foi calculada a partir da temperatura média mensal. A temperatura média mensal foi calculada a partir da média aritmética da temperatura máxima e mínima média mensal. A temperatura máxima e mínima média mensal foi calculada a partir da média aritmética dos dados horários máximos e mínimos de temperatura tomados na estação meteorológica da cidade de Oliveira – MG, segundo dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) entre os meses de junho de 2018 a maio de 2019.

3.6. Cenários da pesquisa assumidos

3.6.1. Cenário Base (Dejetos Suínos):

O cenário base, considera a formação do substrato, unicamente com o dejetos suíno e sua diluição em água. Logo após a formação do substrato, o mesmo é direcionado aos biodigestores, onde ocorrerá a degradação da matéria orgânica. O biogás, principal produto da biodigestão, é queimado e a energia térmica liberada é parcialmente convertida em eletricidade, a partir de grupos geradores de energia. O calor residual é aproveitado

no aquecimento de baias, na fase de desenvolvimento inicial dos suínos. O biofertilizante é aplicado na lavoura. O diagrama esquemático do processo descrito é apresentado na Figura 3.1.

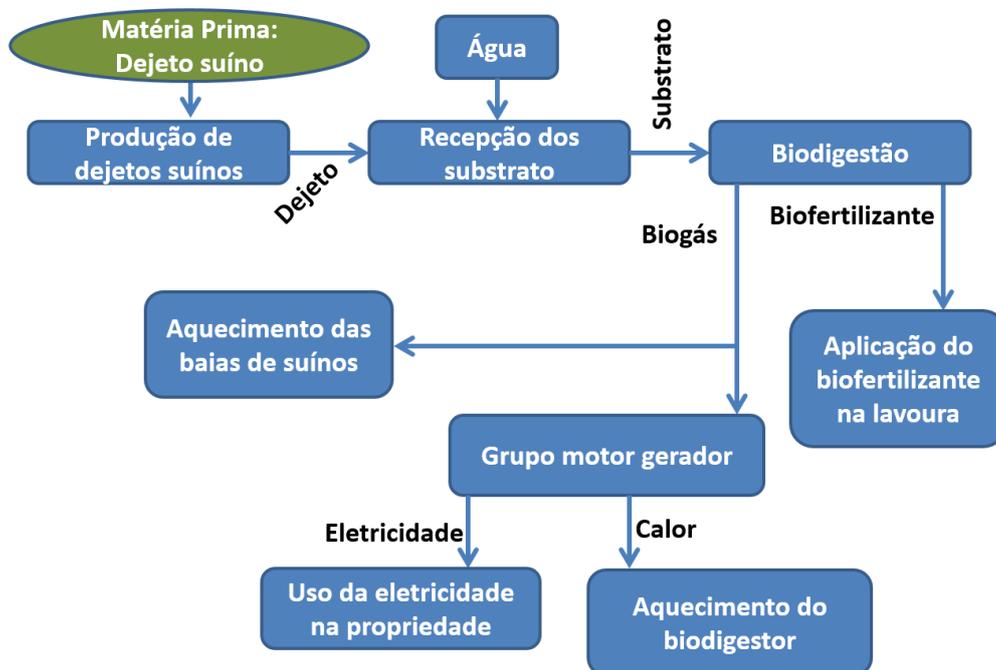


Figura 3.1 - Cenário base de Produção de Calor e Eletricidade a partir do Biogás.

Os biodigestores são no formato de lagoa coberta, como mostrado na Figura 3.2.



Figura 3.2 - Biodigestor de lagoa coberta da Fazenda modelo – Oliveira - MG.

3.6.2. Cenário 2 (Dejetos Suínos + Capim-elefante):

O cenário 2 é caracterizado pelo aproveitamento do biogás proveniente da codigestão do capim-elefante e dos dejetos suínos. O substrato é conformado pela mistura de outros dois substratos, um de origem animal (dejetos suínos), e outro de origem vegetal (silagem de capim-elefante), ambos substratos são misturados em proporções previamente definidas e então são conduzidos à unidade digestora. A partir da biodigestão, os subprodutos da digestão anaeróbia seguem os mesmos destinos descritos no Cenário Base item 3.6.1. O diagrama do cenário 2 é mostrado na Figura 3.3.

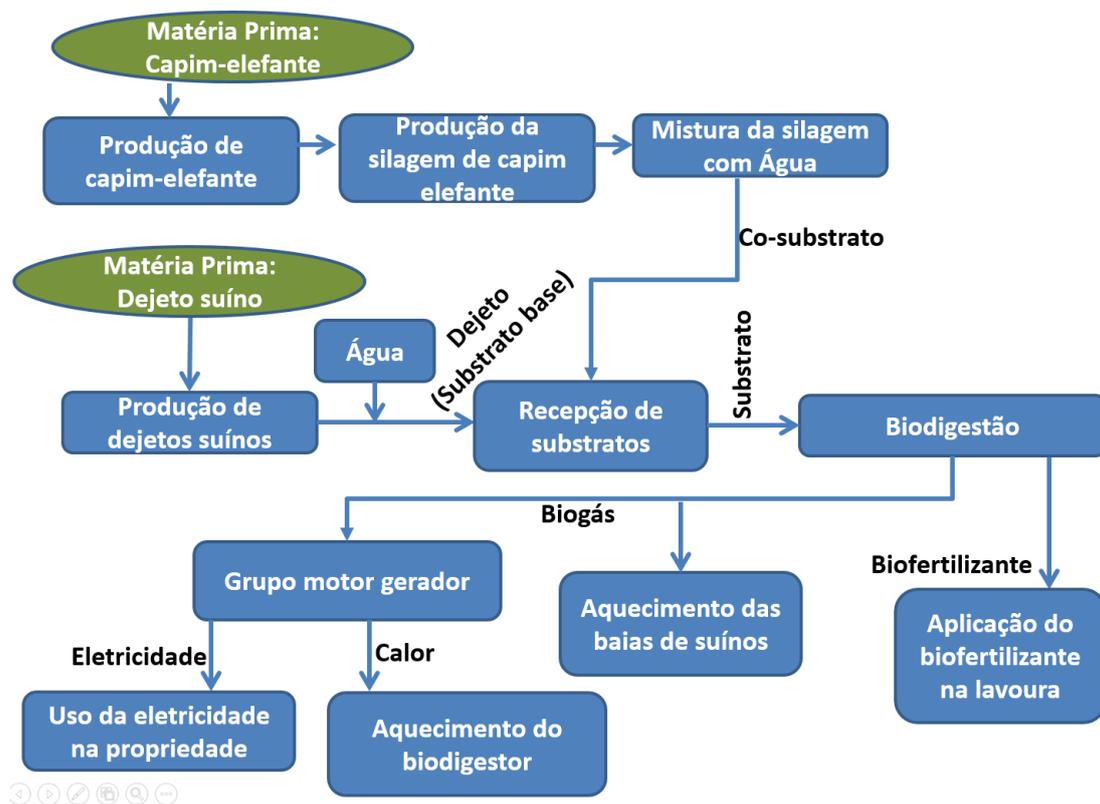


Figura 3.3 - Cenário 2 - Produção de biogás a partir da codigestão de silagem de capim-elefante e dejetos suínos

3.6.3. Cenário 3 (Dejetos Suínos + Milho):

O cenário 3 é caracterizado pelo aproveitamento do biogás proveniente da codigestão da silagem de milho e dos dejetos suínos para produção de calor e eletricidade, a partir da relação ótima de C/N. Neste cenário o substrato é conformado pelos substratos base (dejeito suíno), e pelo co-substrato (silagem de capim-elefante), que em conjunto conformam o substrato que entra no digestor. Os processos subsequentes à unidade digestora são os mesmos descritos nos itens 3.6.1. e 3.6.2.

O diagrama do cenário 3 é mostrado na Figura 3.4.

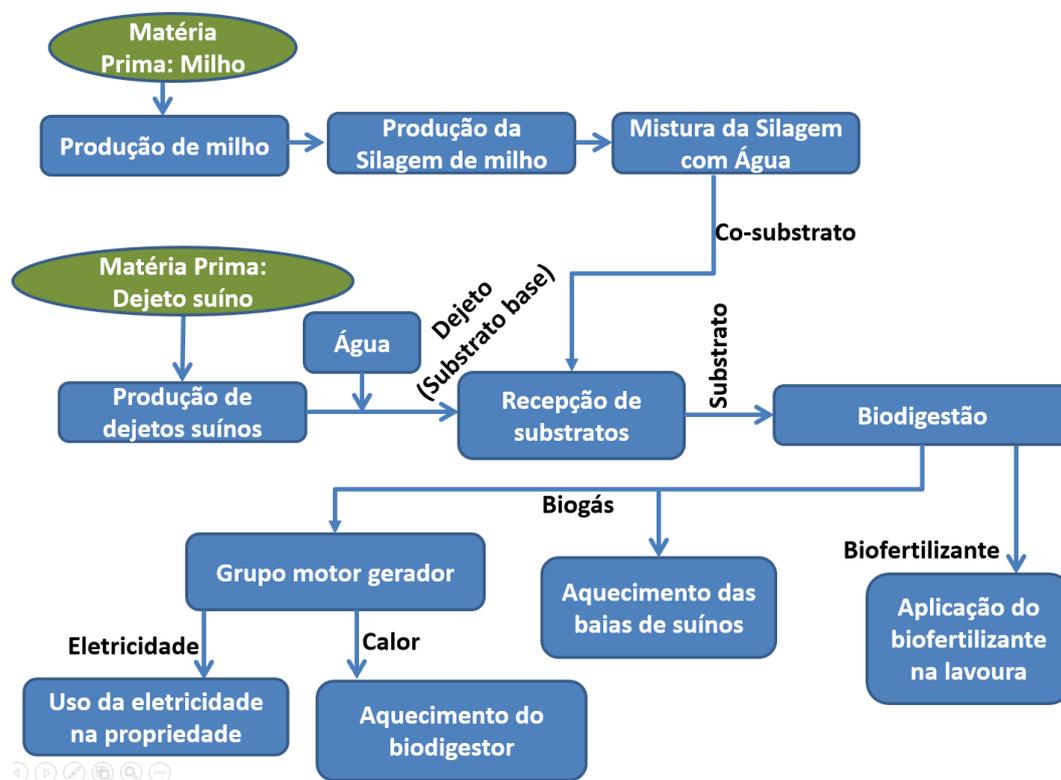


Figura 3.4 - Cenário 3 - Produção de biogás a partir da codigestão de silagem de milho e dejetos suínos

3.6.4. Cenário 4 (Dejetos Suínos + Carvão vegetal):

O cenário 4 é caracterizado pelo aproveitamento do biogás proveniente da codigestão entre a adição de carvão vegetal nos dejetos suínos para produção de calor e eletricidade. Neste cenário, não se considera dois diferentes substratos, pois, a proporção

entre o carvão vegetal e o substrato base é pequena, deste modo o carvão vegetal é verificado como aditivo, que juntamente ao substrato base (dejeito suíno + água), é encaminhado ao biodigestor. Os processos posteriores à codigestão são os mesmos descritos nos itens 3.6.1, 3.6.2 e 3.6.3.

O diagrama do cenário 4 é mostrado na Figura 3.5.

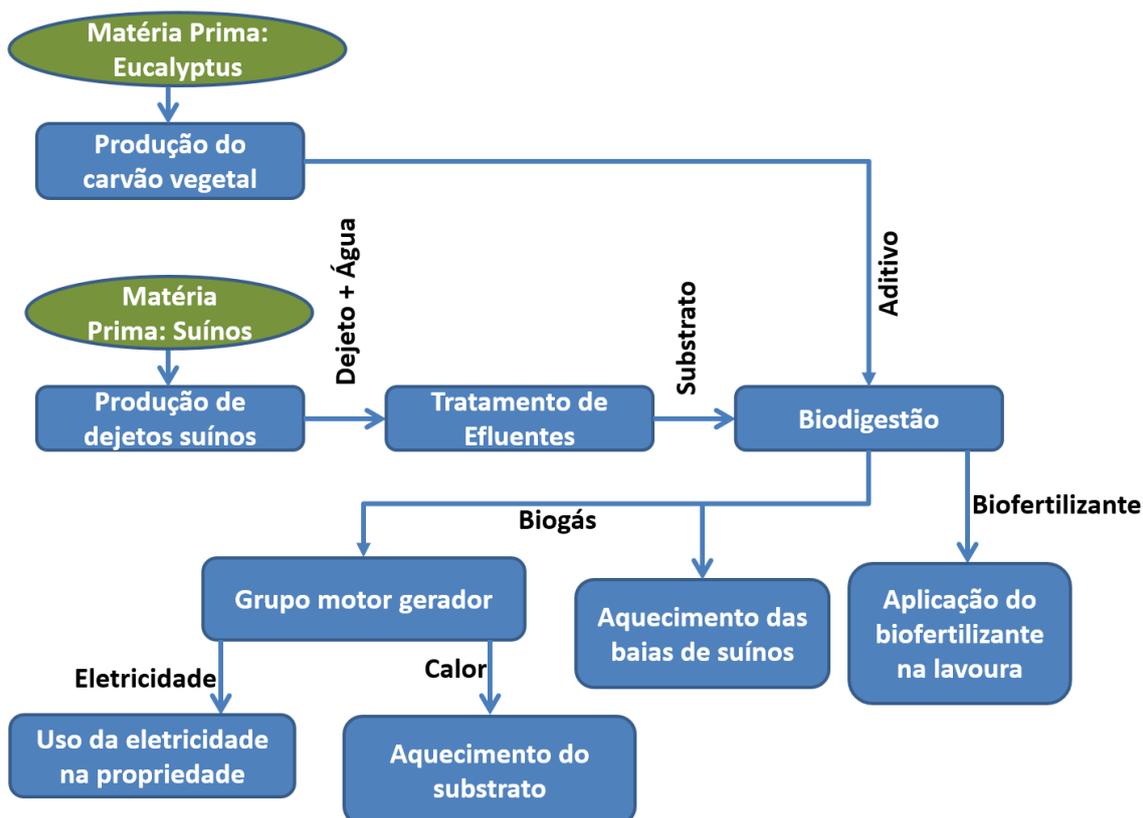


Figura 3.5 - Cenário 4 - Produção de biogás a partir da codigestão entre o dejeito suíno e o carvão vegetal.

3.7. Análise e avaliação de investimento de capital

Uma análise tradicional de investimentos normalmente consiste em avaliar certos indicadores tradicionais como: VPL, TIR, TRC ou payback, etc (SOUZA; JÚNIOR; SPIEGEL, 2016). Estes indicadores são considerados determinísticos pois se referem a resultados certos e precisos.

3.7.1. Valor Presente Líquido (VPL)

O Valor Presente Líquido (VPL) busca avaliar se o investimento inicial aportado em uma empresa é viável levando em consideração a taxa de juros que o mercado oferece para este tipo de investimento. Assim, fixando-se a taxa de juros, pode-se comparar qual destes negócios apresenta maior rentabilidade, sendo importante destacar que o VPL isoladamente não deve ser uma ferramenta para aceitar ou rejeitar projetos. Assim:

$VPL > 0 \rightarrow$ *Atrativo e selecionar o que possui maior VPL.*

$VPL < 0 \rightarrow$ *Não atrativo.*

$VPL = 0 \rightarrow$ *Indiferente*

Se o Valor Presente Líquido for maior que zero, o projeto é aceito, visto que o retorno esperado é superior ao capital investido, e ao retorno mínimo exigido. No caso em que o VPL seja menor ou igual a zero, o projeto deve ser rejeitado, uma vez que o investimento não cobrirá o capital investido e o retorno mínimo exigido (BROM, 2007).

O VPL pode ser representado segundo a Equação 3.4.

$$VPL = -I + \sum_{t=1}^n \frac{FC_t}{(1+i)^t} \quad (3.4)$$

Onde:

FC_t = fluxos de caixa dos valores envolvidos que ocorrem em n períodos;

I = Investimento inicial;

i = taxa mínima de atratividade, taxa de desconto ou taxa de juros comparativa;

n = número de períodos envolvidos no fluxo de caixa.

Além do VPL, o investidor deve analisar outras questões como o volume de recursos necessários, o risco associado ao investimento e a perspectiva de rentabilidade do projeto (SOUZA; JÚNIOR; SPIEGEL, 2016).

3.7.2. Taxa Interna de Retorno (TIR)

Outro importante indicador é a Taxa Interna de Retorno (TIR) que pode ser definida como a taxa de desconto que torna o valor presente das entradas de caixa igual ao investimento inicial do projeto (FREZATTI, 2008). Em outras palavras, a TIR também significa a taxa média constante de um investimento, que é suficiente para repor o investimento efetuado, de forma exata e íntegra (BROM, 2007). Desta forma a TIR é a taxa de juros que gera um VPL nulo, igualando as entradas às saídas (CAMLOFFSKI, 2014; CASAROTTO FILHO; KOPITTKE, 2010; KASSAI et al., 1999). Além disto, a TIR é importante pois, mensura o risco, que pode ser visualizado através da proximidade da TIR e TMA.

A TIR é calculada segundo a Equação 3.5 (SAMANEZ, 2009):

$$VPL = -I + \sum_{t=1}^n \frac{FC_t}{(1 + TIR)^t} = 0 \quad \therefore \quad I = \sum_{t=1}^n \frac{FC_t}{(1 + TIR)^t} \quad (3.5)$$

Onde:

FC_t = fluxos de caixa dos valores envolvidos que ocorrem em n períodos;

I = Investimento inicial;

i = taxa mínima de atratividade, taxa de desconto ou taxa de juros comparativa;

n = número de períodos envolvidos no fluxo de caixa.

Assim, faz-se a seguinte análise na escolha do projeto, considerando “ i ” a taxa mínima de atratividade de referência. Se

$TIR > i \rightarrow$ *Atrativo*

$TIR < i \rightarrow$ *Não atrativo*

$TIR = i \rightarrow$ *Indiferente*

Há uma relação entre a TIR e a TMA e pode ser representada na Figura 3.6.

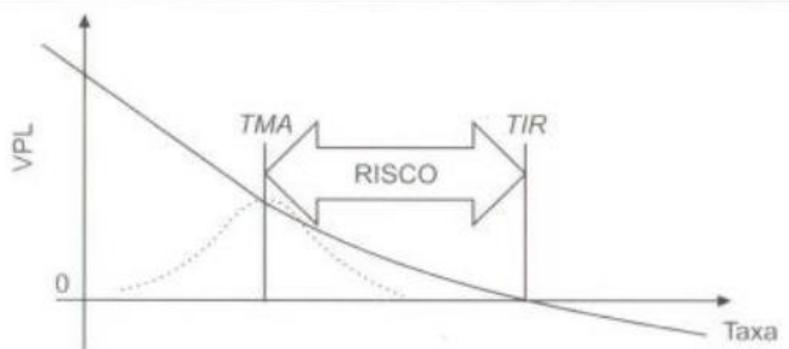


Figura 3.6 - Relação TIR e TMA em um projeto de investimento.

Fonte: (SOUZA; CLEMENTE, 2004)

Cabe destacar que quanto mais próxima está a Taxa Interna de Retorno (TIR) da Taxa Mínima de Atratividade (TMA = i) maior é o risco, visto que a rentabilidade projetada está próxima do mínimo esperado, então pequenas instabilidades no sistema podem fazer com que a rentabilidade seja inferior ao mínimo estabelecido (CAMLOFFSKI, 2014).

A Taxa Mínima de Atratividade (TMA) é definida como o retorno mínimo esperado ao realizar o projeto. Ainda, também como a melhor alternativa de investimento com baixo risco na aplicação. Para que o projeto seja atrativo, a TMA deve render pelo menos, a taxa de juros das aplicações correntes e de baixo risco do mercado financeiro local. Em geral quanto maior for o risco, maior deve ser a TMA oferecida na aplicação (CAMLOFFSKI, 2014).

A TMA também é conhecida como taxa de desconto, taxa de juros comparativa, taxa de equivalência ou taxa de expectativa. Normalmente se utiliza como comparação a taxa da caderneta de poupança, que é um investimento tradicional com baixíssimo risco de perda, assim, outros investimentos devem possuir uma TMA minimamente superior à taxa oferecida pela caderneta de poupança.

3.7.3. Tempo de Retorno de Capital (TRC) ou Payback (PB)

O Payback pode ser definido como o tempo em que os investimentos realizados levam para serem recuperados em forma de lucro. Os paybacks mais longos tendem a ter TMA's mais atrativas, dado, que o investidor deverá deixar o dinheiro investido no

projeto por maior período de tempo, logo, para que lhe interesse, a taxa oferecida deve ser mais atraente.

Além disto, o payback pode ser analisado como payback simples ou payback descontado. O payback simples é o tempo necessário para o retorno do investimento inicial, sem considerar as flutuações do valor do dinheiro no tempo, pois, não se baseia em valores descontados.

O payback simples pode ser calculado somando o último ano em que houve saldo negativo à razão entre o último saldo negativo e o fluxo de caixa do ano em equilíbrio.

O payback descontado por sua vez, é semelhante ao payback simples, no entanto, antes de seu cálculo deve-se trazer os valores para o período zero através da TMA (KASSAI et al., 1999). O cálculo pode ser feito através da relação abaixo, em que a variável de interesse passa a ser o número de períodos que anula o valor presente líquido do projeto, considerando a taxa mínima de atratividade, o investimento inicial e os fluxos de caixa dos valores envolvidos.

$$VPL = -I + \sum_{t=1}^n \frac{FC_t}{(1+i)^t} = 0 \therefore I = \sum_{t=1}^n \frac{FC_t}{(1+i)^t} \quad (8)$$

Onde:

FC_t = fluxos de caixa dos valores envolvidos que ocorrem em n períodos;

I = Investimento inicial;

i = taxa mínima de atratividade, taxa de desconto ou taxa de juros comparativa;

n = número de períodos envolvidos no fluxo de caixa.

3.8. Transporte de Co-substratos

Um fator importante no estudo de viabilidade econômica e técnica de projetos que envolvam a codigestão com silagens e matéria-prima vegetal, que apesar de possuir alto rendimento de biogás apresenta uma densidade energética baixa, é o custo de transporte de biomassa.

O custo de transporte depende de vários fatores, no entanto, fundamentalmente da distância percorrida e da quantidade de material transportado. O co-substrato é transportado picado até a usina de biogás, para assim então passar pelo processo de

armazenamento e ensilagem. Na determinação do custo foram tomados como referência os valores utilizados no transporte de biomassa originário da colheita de cana-de-açúcar no Brasil.

Na Tabela 3.4 são estimados o custo mensal de transporte para distintos veículos de transporte de biomassa.

Tabela 3.4 - Parâmetros de transporte da biomassa agrícola

Parâmetros	Unidade	Tipo de Transporte		
		Romeu e Julieta	Treminhão	Rodotrem
Capacidade do caminhão	ton	25	45	65
Tempo de carga e descarga	horas	0,70	1,25	1,80
Tipo de caminhão	-	Rural	Rural	Rural
Velocidade do caminhão descarregado	km/h	35	35	35
Velocidade do caminhão carregado	km/h	10	10	10
Custo fixo mensal	USD	3.947	5.724	8.710
Custos variáveis	USD/km	0,25	0,30	0,42

Fonte: (PIÑAS, 2016)

Neste trabalho foram analisados três tipos de transporte: Romeu e Julieta, Treminhão e Rodotrem. Cada tipo de transporte tem suas especificidades, bem como a capacidade de carga, o tempo de carga e descarga, a velocidade do caminhão e o custo fixo e variável. Desta forma, como o custo de transporte é diretamente proporcional às características do tipo de transporte, a depender da distância o meio de transporte mais indicado pode mudar, como mostrado na Figura 3.7.

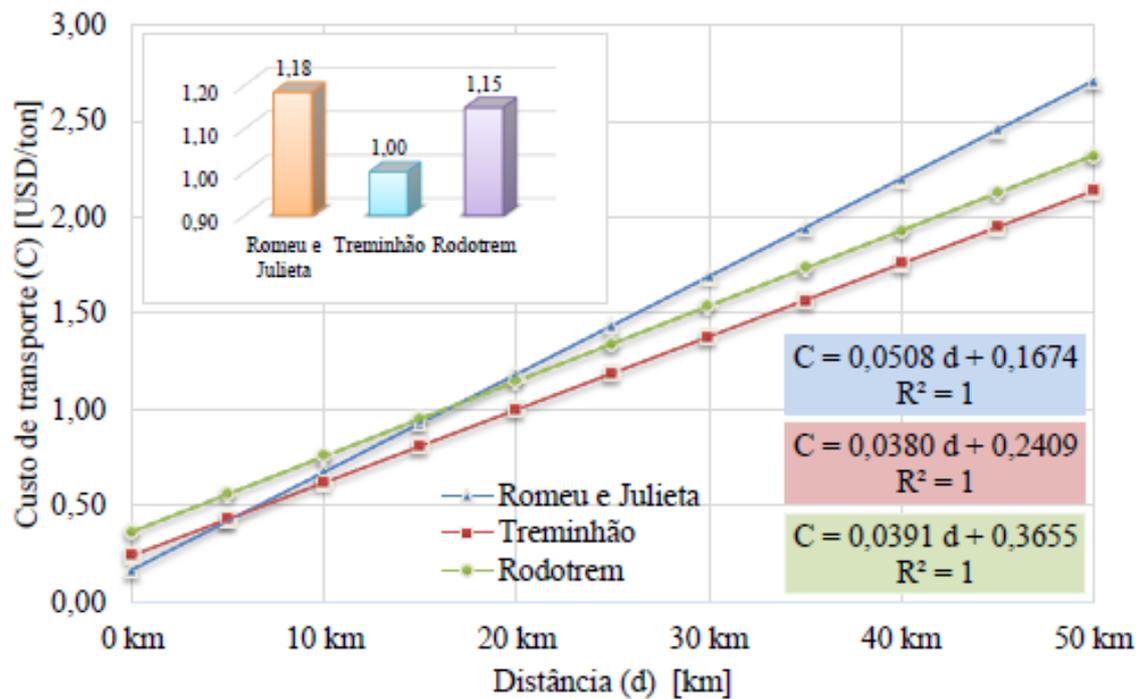


Figura 3.7 - Custos do transporte de biomassa em USD/ton para 3 tipos de transporte.

Fonte: Adaptado de (PIÑAS et al., 2019)

O custo de transporte por tonelada de co-substrato considerando os custos fixos e variáveis, além do tipo de veículo e da distância percorrida pode ser calculado pelas Equações 3.6, 3.7 e 3.8. O custo de transporte mensal é determinado pela Equação 3.6.

$$C_{mês} = CV \times KM + CF \quad (3.6)$$

A distância mensal percorrida é definida pela relação expressa na Equação 3.7.

$$KM = N_{mês}^o \times d \times 2 \quad (3.7)$$

Já o custo de transporte por tonelada de co-substrato é dado pela razão expressa na Equação 3.8:

$$C_{USD/ton} = \frac{C_{mês}}{Q_{ton/mês}} \quad (3.8)$$

Onde:

$C_{mês}$ = custo de transporte mensal [R\$/mês];

CV = Custo variável por quilômetro [R\$/km];

KM = Distância percorrida por mês [km];

CF = Custo fixo de transporte [R\$/mês];

$N_{mês}^o$ = Quantidade de viagens por mês;

d = distância de transporte do co-substrato [km];

$Q_{\frac{ton}{mês}}$ = quantidade de co-substrato transportado mensalmente [ton/mês];

$C_{R\$/ton}$ = Custo de transporte por tonelada [R\$/ton].

Como tem apenas uma planta de biogás na fazenda e não existe conexão com outras fazendas, considerou-se um sistema de codigestão anaeróbico descentralizado. Para isso, no cálculo das distâncias médias percorridas pelo transporte da silagem de milho e da silagem do capim-elefante, levou-se em consideração a Tabela 3.5:

Tabela 3.5 - Distâncias percorridas para sistemas de codigestão descentralizada

Potência elétrica [kWe]	Co-digestão bovino-milho			Co-digestão bovino-capim		
	Área [ha]	Distância média [km]	Custo de transporte [USD/ton]	Área [ha]	Distância média [km]	Custo de transporte [USD/ton]
100	33,11	0,46	0,258	32,86	0,45	0,258
200	64,30	0,64	0,265	63,82	0,63	0,265
300	94,84	0,77	0,270	94,12	0,77	0,270
400	124,96	0,89	0,275	124,02	0,88	0,274
5000	154,80	0,99	0,278	153,63	0,98	0,278
600	184,39	1,08	0,282	183,00	1,07	0,282
700	213,80	1,16	0,285	212,19	1,16	0,285
800	243,05	1,24	0,288	241,22	1,23	0,288
900	272,16	1,31	0,291	270,11	1,30	0,290
1.000	301,15	1,38	0,293	298,88	1,37	0,293

Fonte: (PIÑAS, 2016)

Cabe salientar, que a medida em que a potência elétrica aumenta, a área [ha] e a distância média aumentam, no entanto, não na mesma proporção e em uma taxa menor do que a taxa de aumento da potência elétrica.

3.9. Carvão Vegetal e seu Transporte

Devido a necessidade do carvão vegetal como aditivo para a produção de biogás, não foi considerada a cadeia produtiva do eucalipto. No entanto, considerou-se o carvão vegetal proveniente do local mais próximo da cidade onde estão instalados os biodigestores (Oliveira – MG), pois o preço do carvão vegetal apresenta pouca variação com relação às cidades/regiões onde foi feita a pesquisa no estado de Minas Gerais (Divinópolis, Belo Horizonte, Sete Lagoas, Vertentes, Vale do Jequitinhonha e Mucuri, Zona da Mata Mineira, Vale do Aço e Norte de Minas).

Desta forma verificou-se que a cidade vizinha mais próxima de onde se poderia realizar a compra do carvão de florestas plantadas no estado de Minas Gerais é em Divinópolis – MG. A cidade de Divinópolis (MG) dista 80 km de Oliveira (MG) como se verifica na Figura 3.8.

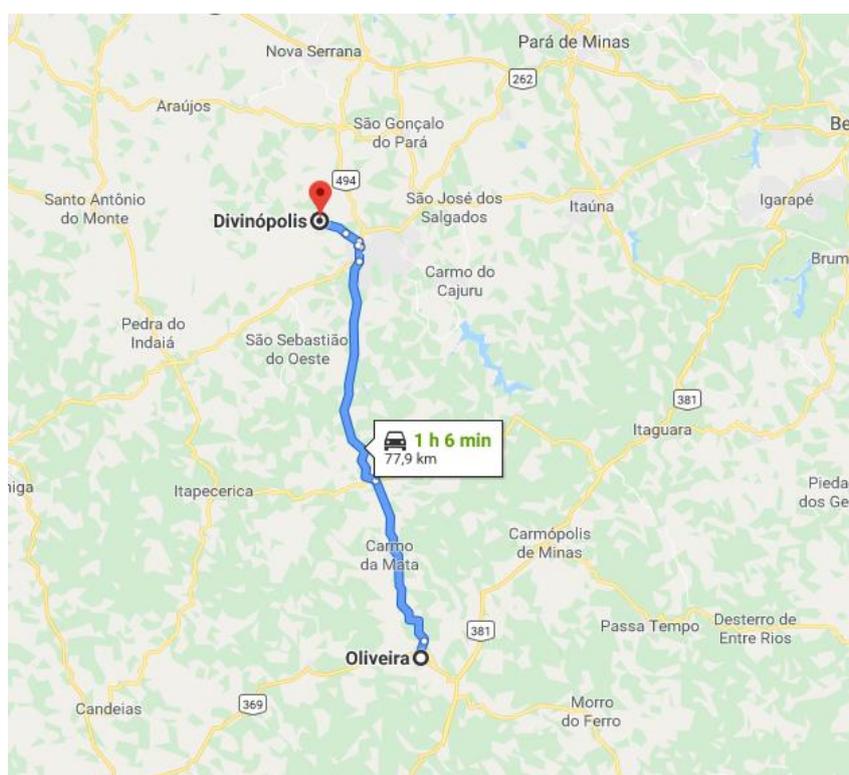


Figura 3.8 - Distância entre a cidade de Oliveira - MG à cidade de Divinópolis - MG

De acordo com dados da Associação Mineira de Silvicultura (AMS) que precifica mensalmente o carvão vegetal para cada localidade, a última precificação do carvão vegetal para a cidade de Divinópolis – MG, ocorreu em julho de 2016 cujo preço era de R\$ 106,00/MDC (“Preço de Produtos - Carvão - Plantadas - Divinópolis (MG)”, 2016).

O transporte de carvão vegetal é realizado na sua quase totalidade por rodovias em caminhões com capacidade variável entre 40 e 80 metros cúbicos. Como os cálculos do projeto em questão são feitos em função da massa de carvão vegetal necessária como aditivo, deve-se então avaliar a densidade do carvão vegetal para então realizar a conversão de unidades (JUNIOR; PEREIRA, 1980).

Com respeito à densidade do carvão vegetal, considera-se que o mesmo foi produzido a 400°C e sua densidade é de 0,31ton/m³ (COUTINHO; FERRAZ, 1988). De acordo com o Manual de Fiscalização do IBAMA, assume-se a constante de que 1MDC = 255 kg, ou seja, esta é a quantidade mássica que preenche 1 m³ de carvão vegetal (IBAMA, 2007).

Considerando a distância de Divinópolis – MG a Oliveira – MG (trajeto de ida e volta – 160 km), e um consumo médio de combustível diesel pelo caminhão de 2,5 km/l (TREVISAN, 2017) cuja capacidade é de até 80MDC há um consumo de aproximadamente 64L de diesel por viagem, ou seja, há um consumo de 3,44 litros de diesel por cada tonelada de carvão vegetal transportado.

Os custos se resumem basicamente em dois, o custo relacionado à compra do carvão vegetal e o custo relacionado ao seu transporte até o local de consumo. O custo relacionado ao transporte deve considerar o custo fixo mensal, o número aproximado de viagens por dia, o custo variável diário, o custo variável mensal e por fim o custo anual gasto no transporte.

O custo relacionado à compra do carvão vegetal na cidade de Divinópolis – MG, considerando o preço do metro de carvão (MDC) é de aproximadamente R\$415,68/ton, enquanto o custo de transporte do carvão vegetal do local de produção ao local de consumo é de aproximadamente R\$37,20/ton, totalizando um custo total por tonelada de carvão vegetal já na fazenda de R\$452,88.

O cálculo do custo do transporte do carvão vegetal é assim detalhado, como mostrado na Tabela 3.6

Tabela 3.6 - Detalhamento do custo de transporte do carvão vegetal

Parâmetro	Valor	Unidade
Quantidade transportado por viagem	72,94	MDC
Densidade do carvão	255	kg/MDC
Toneladas transportadas por viagem	18,6	ton
Consumo médio do caminhão	2,5	km/l
Dias de viagem por mês	15	dias
Distância (trajeto ida e volta)	160	km
Necessidade de carvão diário	9,23	ton
Custo fixo mensal (Romeu e Julieta)	7894,00	R\$
Custo variável diário	160	R\$
Custo por tonelada de carvão	37,2	R\$/ton

3.10. Uso do biofertilizante no cultivo

Neste trabalho, como não foram realizadas as análises das composições químicas dos substratos e nem tampouco dos solos a serem aplicados o biofertilizante, será considerado uma taxa de aplicação de 250 kg/ha.ano de nitrogênio a quantidade de nitrogênio no substrato será determinado por meio da relação já proposta na Tabela 2.13, considerando como principal nutriente requerido o nitrogênio.

3.11. Considerações sobre a Análise de Ciclo de Vida - ACV

A avaliação do ciclo de vida (*Life Cycle Assessment* LCA) é uma ferramenta quantitativa para avaliar os impactos ambientais associados a um produto ou processo e para identificar oportunidades de obter vantagens ambientais. Na literatura já existem distintos estudos de Análise de Ciclo de Vida para diferentes sistemas de produção de biogás de diferentes matérias-primas (mono e co-digestão) para distintas aplicações e analisadas sob distintas óticas seja por meio das emissões de gases de efeito estufa ou ao consumo de combustível fóssil (BORJESSON; BERGLUND, 2007; VRIES et al., 2012; VRIES; GROENESTEIN; BOER, 2012).

Na avaliação do ciclo de vida foram determinados os impactos ambientais a partir da codigestão para cada cenário e o uso subsequente da geração de eletricidade a partir da conversão da energia contida no biogás em eletricidade por meio de um grupo

motogerador. A usina brasileira de biogás modelada para a cidade de Oliveira – MG foi avaliada a partir de uma perspectiva do portão ao portão.

A unidade funcional (UF) expressa a função do sistema em termos quantitativos e fornece a referência para a qual todas as entradas e saídas do sistema do produto são calculadas. A função deste sistema específico (usina de biogás da Fazenda modelo em Oliveira – MG) é a tonelada de dejetos de suínos por meio da co-digestão da matéria orgânica. Assim, a UF escolhida para realizar a avaliação foi de 1 ton de dejetos suínos (tonDS) de um sistema combinado de calor e energia com dejetos suínos, silagem de milho, silagem de capim elefante e carvão vegetal como matéria-prima do processo de co-digestão.

Os limites do sistema foram estabelecidos tendo como objeto central a planta de conversão de biogás em eletricidade como ilustrado na Figura 3.9.

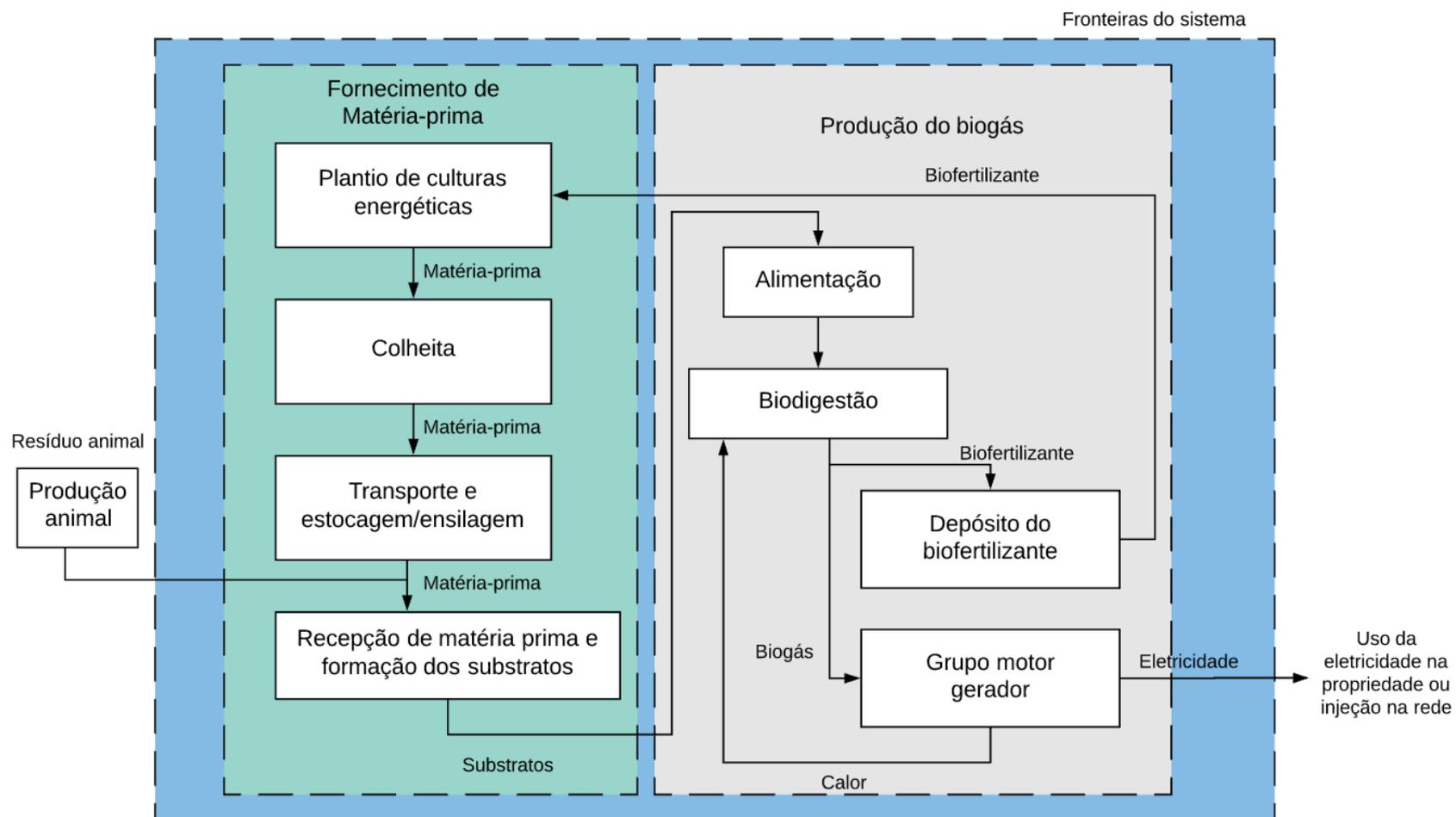


Figura 3.9 - Fluxograma e fronteiras do sistema de produção de bioenergia do estudo

Algumas considerações são realizadas no intuito de definir melhor o escopo do trabalho e desconsiderar pequenas interferências. A aquisição de materiais, fabricação e transporte de equipamentos usados no sistema do produto foram deixados fora do limite do sistema devido ao seu impacto mínimo por unidade de biogás criado durante a vida útil do equipamento (LABUTONG et al., 2012).

Os produtos de um sistema de biogás (do berço ao túmulo) são o biogás e o biofertilizante. O biofertilizante pode ser usado diretamente ou após tratamento adicional, estando este último fora do limite do sistema considerado para este trabalho. Se o biogás é utilizado para cogeração, os dois produtos são eletricidade, que na maioria dos casos é considerado o principal produto, e o calor.

Em todos os estudos de ACV considerados de biogás, a utilização do esterco animal quando não há necessidade de transporte é ambientalmente vantajoso, pois, se trata da utilização de um recurso disponível na natureza e que diz respeito ao aproveitamento de um resíduo produzido no manejo de animais. A exceção está quando há a necessidade de transporte de dejetos suínos, devido à sua baixa densidade energética e conteúdo de sólidos, assim o impacto por UF do transporte de dejetos suínos é bastante alto. Uma vantagem do esterco sobre outros substratos reside no fato de que os impactos associados à sua produção são alocados aos produtos primários, como carne, leite e couro. O estrume animal apresenta mais benefícios ambientais do que os desperdícios das indústrias alimentares e dos resíduos familiares (HIJAZI et al., 2016).

As emissões de gases de efeito estufa de animais (metano através da digestão entérica e dióxido de carbono através da respiração) não são incluídas na avaliação, uma vez que não resultaram de mudanças no manejo do dejetos (HAMELIN; WESNÆS; WENZEL, 2010). Alguns trabalhos desenvolvidos excluem o transporte e aspersão do biofertilizante (MEZZULLO; MCMANUS; HAMMOND, 2013).

Os impactos ambientais da construção e demolição de uma usina de biogás são comparativamente pequenos e podem ser ainda mais reduzidos, caso a planta tenha uma alta taxa de utilização (MEZZULLO; MCMANUS; HAMMOND, 2013). A construção e demolição de instalação em uma planta de biogás dificilmente causam danos ao meio ambiente (HARTMANN, 2006). Devido a isso, estudos excluem o impacto da aquisição de materiais e construção da usina (LABUTONG et al., 2012).

A eletricidade produzida através da digestão anaeróbia substitui a eletricidade produzida na matriz energética elétrica brasileira. Deste modo, a eletricidade produzida

pelo biogás substitui a eletricidade da rede e assim, a eletricidade da rede atua como um produto evitado no inventário da Análise de Ciclo de Vida.

Deste modo, os principais componentes da matriz de eletricidade brasileira são apresentados na Tabela 3.7 (COLTRO; GARCIA; QUEIROZ, 2003).

Tabela 3.7 – Inventário do ciclo de vida da matriz energética elétrica brasileira (COLTRO; GARCIA; QUEIROZ, 2003).

Descrição	Tipo	Un.	Valor
Eletricidade	Produto	kwh	1,0
Carvão mineral	Rec. Nat	kg	4,62E-2
Gás Natural	Rec. Nat	kg	2,47E-3
Água de origem não especificada	Rec. Nat	l	4,20E-2
Reservas bióticas	Rec. Nat	kg	1,75E-2
Urânio	Rec. Nat	g	6,48E-7
Energia não especificada	Rec. Nat	kJ	5,70E-3
Uso da terra	Rec. Nat.	mm2a	9,0E2
Entradas da esfera tecnológica			
Petróleo Consumido no Brasil	Esf. Tecn.	kg	4,36E-3
Emissões para o ar			
Dióxido de carbono	Ar	kg	1,24E-1
Monóxido de carbono	Ar	kg	5,38E-4
Hidrocarbonetos não especificados	Ar	kg	2,70E-6
Água	Ar	kg	8,29E-1
Metano	Ar	kg	1,94E-3
Amônia	Ar	kg	2,16E-11
Metais não especificados	Ar	kg	3,60E-11
Monóxido de nitrogênio	Ar	kg	3,96E-5
Óxidos de nitrogênio	Ar	kg	2,07E-3
Compostos orgânicos voláteis (VOC)	Ar	kg	2,62E-5
Particulados não especificados	Ar	kg	2,42E-4
Dióxido de enxofre	Ar	kg	4,19 E-4
Cloreto de hidrogênio	Ar	kg	1,08E-10
Espécies radioativas não especificadas	Ar	kBq	3,52E-2
Emissões para a água			
BOD 5, Demanda Biológica de oxigênio	Água	kg	2,52E-7
COD, Demanda Química de Oxigênio	Água	kg	4,68E-7
Metais pesados na água não especificados	Água	kg	6,48E-10
Hidrocarbonetos não especificados	Água	kg	1,08E-7

Descrição	Tipo	Un.	Valor
Ácidos não especificados	Água	kg	6,12E-10
Óleos não especificados	Água	kg	5,04E-7
Compostos orgânicos dissolvidos	Água	kg	1,80E-7
Sólidos suspensos não especificados	Água	kg	3,60E-7
Enxofre	Água	kg	1,62E-9
Nitrogênio	Água	kg	1,62E-8
Cloreto	Água	kg	2,16E-10
DOC, Carbono orgânico dissolvido	Água	kg	1,80E-7
Metais não especificados	Água	kg	3,60E-8
Espécies radioativas não especificadas	Água	kBq	5,42E-2
Fluxos Finais de resíduo			
Desperdício no processo	-	Kg	3,85E-2
Desperdício não especificado	-	kg	4,81E-2

O petróleo consumido no Brasil por sua vez, possui também um inventário como destacado na Tabela 3.8:

Tabela 3.8 – Inventário do ciclo de vida do petróleo consumido no Brasil (COLTRO; GARCIA; QUEIROZ, 2003).

Descrição	Tipo	Un.	Valor
Petróleo consumido no Brasil	Produto	kg	1,0
Bauxita	Rec. Nat	mg	318
Petróleo bruto	Rec. Nat	g	1030
Gás natural	Rec. Nat	g	44,1
Energia não especificada	Rec. Nat	MJ	2,57
Água de origem não especificada	Rec. Nat	L	7,35E-3
Emissões para o ar			
Aldeídos não especificados	Ar	µg	73,4
Amônia	Ar	µg	36,7
Monóxido de carbono	Ar	mg	262
Dióxido de carbono	Ar	g	228
Metano	Ar	kg	0
Hidrocarbonetos não especificados	Ar	g	1,56
Hidrocarbonetos, alifáticos, alcanos, não especificados	Ar	mg	516
Particulados não especificados	Ar	mg	199
Hidrogênio	Ar	mg	6,8

Descrição	Tipo	Un.	Valor
Sulfeto de hidrogênio	Ar	mg	2,27
Cloreto de hidrogênio	Ar	mg	7,73
Metais não especificados	Ar	µg	217
Monóxido de nitrogênio	Ar	µg	88,1
Óxido de nitrogênio	Ar	g	3,12
Dióxido de enxofre	Ar	g	1,32
Fuligem	Ar	mg	2,04
Óxidos de enxofre	Ar	mg	48,4
Compostos orgânicos voláteis (VOC)	Ar	mg	3,77
Emissões para a água			
BOD 5, Demanda Biológica de Oxigênio	Água	µg	11
Cloreto	Água	µg	217
COD, Demanda Química de Oxigênio	Água	mg	2,32
Petróleo bruto	Água	mg	30,4
Hidrocarbonetos, alifáticos, alcanos, não especificados	Água	µg	434
Compostos orgânicos dissolvidos	Água	mg	23,3
Íons metálicos, não especificados	Água	mg	3,98
Óleos não especificados	Água	µg	126
Fenóis	Água	µg	773
Sólidos suspensos não especificados	Água	µg	11
Emissões para o solo			
Resíduos minerais	Solo	mg	881
Resíduos de óleo	Solo	mg	300
Resíduos	Solo	mg	2,86
Escórias (slags)	Solo	mg	7,78

O cultivo do milho ou do capim elefante produz emissões, principalmente devido às operações agrícolas realizadas pelos tratores e pelos caminhões de carga pesada que transportam. No transporte do carvão vegetal de uma cidade à outra também há emissões para atmosfera devido ao consumo de diesel. Os principais poluentes atmosféricos emitidos pelos tratores agrícolas e caminhões de carga pesada estão apresentados nas tabelas 3.11 e 3.12.

Tabela 3.9 - Principais poluentes emitidos pelos tratores agrícolas

Poluentes	Valor kg/l diesel consumido
CO ₂	2
HC	0,0065
CO	0,018
NO _x	0,045
PM10	0,0047
SO _x	0,0032

Fonte: (WANG; SARICKS; LEE, 2003)

Tabela 3.10 - Principais poluentes emitidos por veículos de carga pesada

Taxas de emissão de um veículo de carga média e pesada (g/km)		
CO ₂ (935)	CO (1,76)	
NO _x (7,69)	Particulados finos (0,185)	
Emissão dos componentes dos particulados finos (g/km)		
Carbono orgânico (0,0364)	Carbono (0,057)	
Nitrato (0,0004)	Amônia (0,0013)	
Silício (0,0012)	Sulfato (0,00185)	
Taxas de emissões de fase gasosa, semi-voláteis, e compostos orgânicos (mg/km)		
<i>Gases orgânicos</i>	<i>Gases orgânicos semi-voláteis</i>	<i>Compostos orgânicos</i>
Alcanos (15,8) Olefinas (17,3) Aromáticos (14,1) Formaldeído (22,3) Acetaldeído (41,8) Propanal (14) Acetona (22)	PAHs (hidrocarbonetos aromáticos poli-cíclico) (1,8) Ácidos aromáticos (2,0)	Ácidos alcalóides (0,4) Carbono (56)

Fonte: (LLOYD; CACKETTE, 2011)

Desta maneira, obtemos os seguintes inventários de ciclo de vida com os respectivos fluxogramas e fronteiras do sistema de produção de bioenergia, como apresentado na Tabela 3.11, Tabela 3.12, Tabela 3.13, Tabela 3.14, os inventários do Ciclo de Vida consolidado do Cenário I (base – dejetos suíno), Cenário II (dejetos suíno e silagem de capim elefante), Cenário III (dejetos suíno e silagem de milho) e Cenário IV (dejetos suíno e carvão vegetal), respectivamente. Além disto, na Figura 3.10 é apresentado o fluxograma do Cenário I, na Figura 3.11 dos Cenários II e III e na Figura 3.12 o fluxograma do Cenário IV.

Cenário I (base)

Tabela 3.11 - Inventário do Ciclo de Vida consolidado do Cenário I (base)

	Tipo	Quantidade	Unidade
Entradas			
Resíduo animal		1,00	ton/tonDS
Água		1,89	m ³ /tonDS
Saídas			
Elettricidade	(Produto)	35,18	kWh _e /tonDS
Elettricidade	(Produto evitado da matriz elétrica)	35,18	kWh/tonDS
Biofertilizante – Nitrogênio	(Produto evitado)	3,76	kgN/tonDS
Gás para aquecer baias (Produto evitado)	(Propano)	0,321188	kg/tonDS
Emissões para o ar relacionadas a queima de biogás			
CO ₂	(Biogênico)	61,70	kg/tonDS

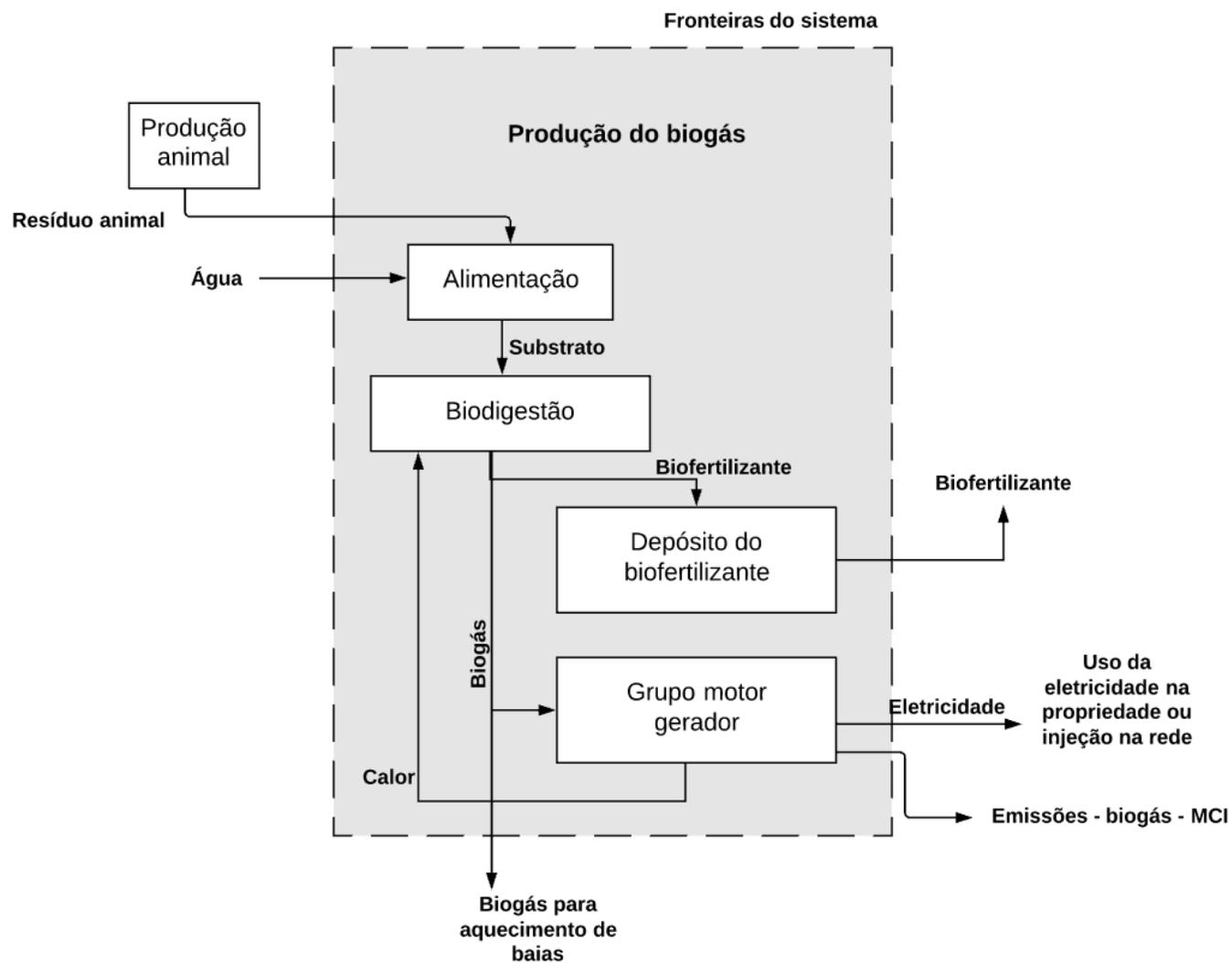


Figura 3.10 - Fluxograma e fronteiras do sistema de produção de bioenergia do estudo do Cenário I

Inventário do ciclo de vida do Cenário II

Tabela 3.12 - Inventário do Ciclo de Vida consolidado do Cenário II – Capim-elefante

	Tipo	Quantidade	Unidade
Plantio/Cultivo/Colheita/Ensilagem			
Entradas			
Preparo do solo	Esfera tecnológica	2,8746	l _{diesel} /tonDS
Plantio e tratos culturais	Esfera tecnológica	3,3973	l _{diesel} /tonDS
Colheita e ensilagem	Esfera tecnológica	16,2023	l _{diesel} /tonDS
Herbicidas			
Triazine	Esfera tecnológica	0,0456	kg/tonDS
Atrazine	Esfera tecnológica	0,0456	kg/tonDS
Biofertilizantes – Nitrogênio	Produto evitado	4,341132	kgN/tonDS
Ocupação do solo	Recursos da natureza	0,0171266	ha.a/tonDS
Saídas			
Produto triturado (capim elefante)		0,6452	ton/tonDS
Emissões para o ar relacionadas a queima de diesel no trator			
CO ₂	Ar	44,948337	kg/tonDS
HC	Ar	0,146082	kg/tonDS
CO	Ar	0,404535	kg/tonDS
NO _x	Ar	1,011338	kg/tonDS
PM10	Ar	0,105629	kg/tonDS
SO _x	Ar	0,071917	kg/tonDS
Transporte			
Entrada			
Diesel	Esfera tecnológica	0,0742547	l _{diesel} /tonDS
Saída			
Emissões para o ar relacionadas a queima de diesel no caminhão			
CO ₂	Ar	173570,460705	mg/tonDS
NO _x	Ar	1427,547425	mg/tonDS
CO	Ar	326,720867	mg/tonDS
Particulados finos	Ar	34,342818	mg/tonDS
Carbono Orgânico	Ar	6,757182	mg/tonDS
Nitrato	Ar	0,074255	mg/tonDS
Silício	Ar	0,222764	mg/tonDS
Carbono	Ar	10,581301	mg/tonDS
Amônia	Ar	0,241328	mg/tonDS
Sulfato	Ar	0,343428	mg/tonDS
Alcanos	Ar	2,933062	mg/tonDS
Oleofinas	Ar	3,211518	mg/tonDS
Aromáticos	Ar	2,617480	mg/tonDS
Formaldeído	Ar	4,139702	mg/tonDS
Acetaldeído	Ar	7,759621	mg/tonDS
Propanal	Ar	2,598916	mg/tonDS
Acetona	Ar	4,084011	mg/tonDS
PAHs	Ar	0,334146	mg/tonDS
Acidos aromáticos	Ar	0,371274	mg/tonDS
Acidos alcalóides	Ar	0,074255	mg/tonDS
Biodigestão/MCI			
Entradas			
Resíduo animal	Recursos da natureza	1,00	ton/tonDS
Silagem de capim	Esfera tecnológica	0,6452	ton/tonDS
Água	Recursos da natureza	3,6061	m ³ /tonDS
Saída			
Elettricidade	Produto	267,124	kWhe/tonDS
Gás para aquecer baias (Produto evitado)	(Propano)	0,321188	kg/tonDS

Biofertilizante – Nitrogênio	Produto evitado	8,6635	kgN/tonDS
Biofertilizante – Fosfato	Produto evitado	0,65851	kg/tonDS
Eletricidade da rede	Produto evitado	267,124	kWhe/tonDS
Emissões para o ar			
Dióxido de carbono	Biogênico	478,07	kg/tonDS

O Cenário II é composto pelos substratos de dejetos suíno e também da silagem de capim-elefante, na Figura 3.11 é apresentado o esquema detalhado das etapas que compõem o cenário.

O cenário III é composto pela codigestão entre o dejetos suíno e a silagem de milho.

O fluxograma que apresenta as fronteiras do sistema e também o detalhamento das entradas e saídas de cada etapa do Cenário II é semelhante ao do Cenário III com a diferença de que a silagem utilizada no Cenário II é o capim-elefante e no Cenário III o milho, deste modo são apresentados em um único esquema ambos cenários.

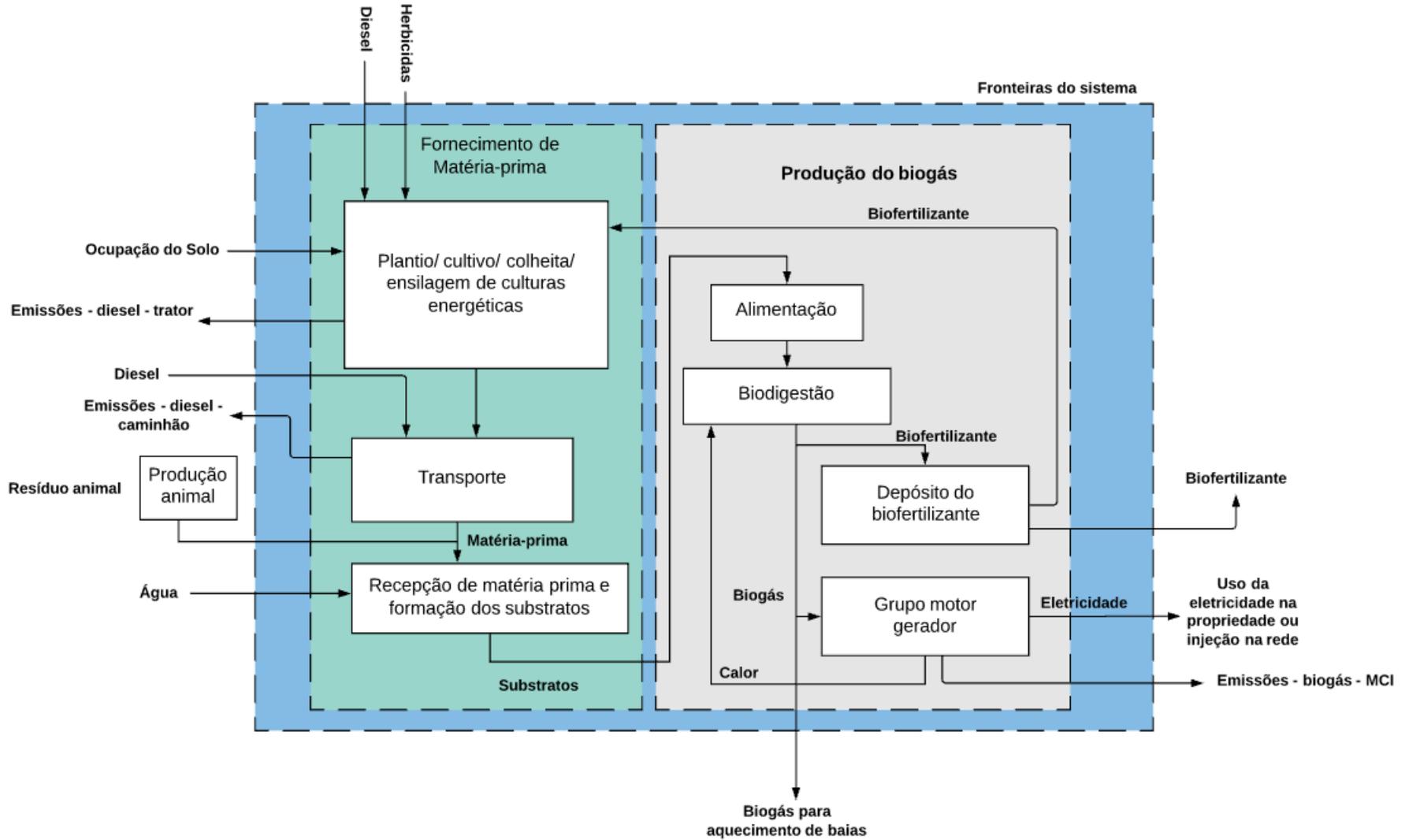


Figura 3.11 - Fluxograma e fronteiras do sistema de produção de bioenergia do estudo do Cenário II e III

Inventário do ciclo de vida do Cenário III

Tabela 3.13 - Inventário do Ciclo de Vida consolidado do Cenário III - Milho

	Tipo	Quantidade	Unidade
Plantio/Cultivo/Colheita/Ensilagem			
Entradas			
Preparo do solo	Esfera tecnológica	5,5373	l _{diesel} /tonDS
Plantio e tratos culturais	Esfera tecnológica	6,5441	l _{diesel} /tonDS
Colheita e ensilagem	Esfera tecnológica	31,2102	l _{diesel} /tonDS
Herbicidas			
Metolachlor	Esfera tecnológica	0,08	kg/tonDS
Atrazine	Esfera tecnológica	0,01842	kg/tonDS
Biofertilizante – Nitrogênio	Produto evitado	4,9059	kgN/tonDS
Ocupação do solo		0,0193548	ha.a/tonDS
Saídas			
Produto triturado (milho)		0,7742	ton/tonDS
Emissões para o ar relacionadas a queima de diesel no trator			
CO ₂	Ar	86,583007	kg/tonDS
HC	Ar	0,281395	kg/tonDS
CO	Ar	0,779247	kg/tonDS
NO _x	Ar	1,948118	kg/tonDS
PM10	Ar	0,203470	kg/tonDS
SO _x	Ar	0,138533	kg/tonDS
Transporte			
Entrada			
Diesel	Esfera tecnológica	0,0897561	l _{diesel} /tonDS
Saída			
Emissões para o ar relacionadas a queima de diesel no caminhão			
CO ₂	Ar	209804,878049	mg/tonDS
NO _x	Ar	1725,560976	mg/tonDS
CO	Ar	394,926829	mg/tonDS
Particulados finos	Ar	41,512195	mg/tonDS
Carbono Orgânico	Ar	8,167805	mg/tonDS
Nitrato	Ar	0,089756	mg/tonDS
Silício	Ar	0,269268	mg/tonDS
Carbono	Ar	12,790244	mg/tonDS
Amônia	Ar	0,291707	mg/tonDS
Sulfato	Ar	0,415122	mg/tonDS
Alcanos	Ar	3,545366	mg/tonDS
Oleofinas	Ar	3,881951	mg/tonDS
Aromáticos	Ar	3,163902	mg/tonDS
Formaldeído	Ar	5,003902	mg/tonDS
Acetaldeído	Ar	9,379512	mg/tonDS
Propanal	Ar	3,141463	mg/tonDS
Acetona	Ar	4,936585	mg/tonDS
PAHs	Ar	0,403902	mg/tonDS
Acidos aromáticos	Ar	0,448780	mg/tonDS
Acidos alcalóides	Ar	0,089756	mg/tonDS
Biodigestão/MCI			
Entradas			
Resíduo animal	Recursos da natureza	1,00	ton/tonDS
Silagem de milho	Esfera tecnológica	0,7742	ton/tonDS
Água	Recursos da natureza	3,7094	ton/tonDS
Saída			

	Tipo	Quantidade	Unidade
Eletricidade	Produto	276,36	kWhe/tonDS
Gás para aquecer baias (Produto evitado)	(Propano)	0,321188	kg/tonDS
Biofertilizante – Nitrogênio	Produto evitado	9,401162	kgN/tonDS
Biofertilizante – Fosfato	Produto evitado	0,754713	kg/tonDS
Eletricidade da rede	Produto evitado	276,36	kWhe/tonDS
Emissões para o ar			
Dióxido de carbono	Biogênico	514,2753	kg/tonDS

Inventário do ciclo de vida do Cenário IV

Tabela 3.14 - Inventário do Ciclo de Vida consolidado do Cenário IV

	Tipo	Quantidade	Unidade
Transporte do Carvão Vegetal			
Entradas			
Diesel	Produto	0,1734417	ldiesel/tonDS
Saída			
Emissões para o ar relacionadas a queima de diesel no caminhão			
CO ₂	Ar	405420,054201	mg/tonDS
NOx	Ar	3334,417344	mg/tonDS
CO	Ar	763,143631	mg/tonDS
Particulados finos	Ar	80,216802	mg/tonDS
Carbono Orgânico	Ar	15,783198	mg/tonDS
Nitrato	Ar	0,173442	mg/tonDS
Silício	Ar	0,520325	mg/tonDS
Carbono	Ar	24,715447	mg/tonDS
Amônia	Ar	0,563686	mg/tonDS
Sulfato	Ar	0,802168	mg/tonDS
Alcanos	Ar	6,850949	mg/tonDS
Oleofinas	Ar	7,501355	mg/tonDS
Aromáticos	Ar	6,113821	mg/tonDS
Formaldeído	Ar	9,669377	mg/tonDS
Acetaldeído	Ar	18,124661	mg/tonDS
Propanal	Ar	6,070461	mg/tonDS
Acetona	Ar	9,539295	mg/tonDS
PAHs	Ar	0,780488	mg/tonDS
Acidos aromáticos	Ar	0,867209	mg/tonDS
Acidos alcalóides	Ar	0,173442	mg/tonDS
Biodigestão/MCI			
Entradas			
Resíduo animal	Recurso da natureza	1,00	ton/tonDS
Carvão vegetal	Esfera tecnológica	0,05	ton/tonDS
Água	Recurso da natureza	1,89	ton/tonDS
Saída			
Eletricidade	Produto	79,60	kWhe/tonDS
Gás para aquecer baias (Produto evitado)	(Propano)	0,321188	kg/tonDS
Biofertilizante – Nitrogênio	Produto evitado	8,6635	kgN/tonDS
Eletricidade da rede	Produto evitado	79,6	kWhe/tonDS
Emissões para o ar			
Dióxido de carbono	Biogênico	104,70	kg/tonDS

O Cenário IV é composto pelo substrato dejeito suíno e também pelo aditivo carvão vegetal que deve ser transportado de uma cidade a outra, como já proposto ao longo do trabalho. O esquema que apresenta as etapas e as fronteiras do sistema são apresentadas na Figura 3.12.

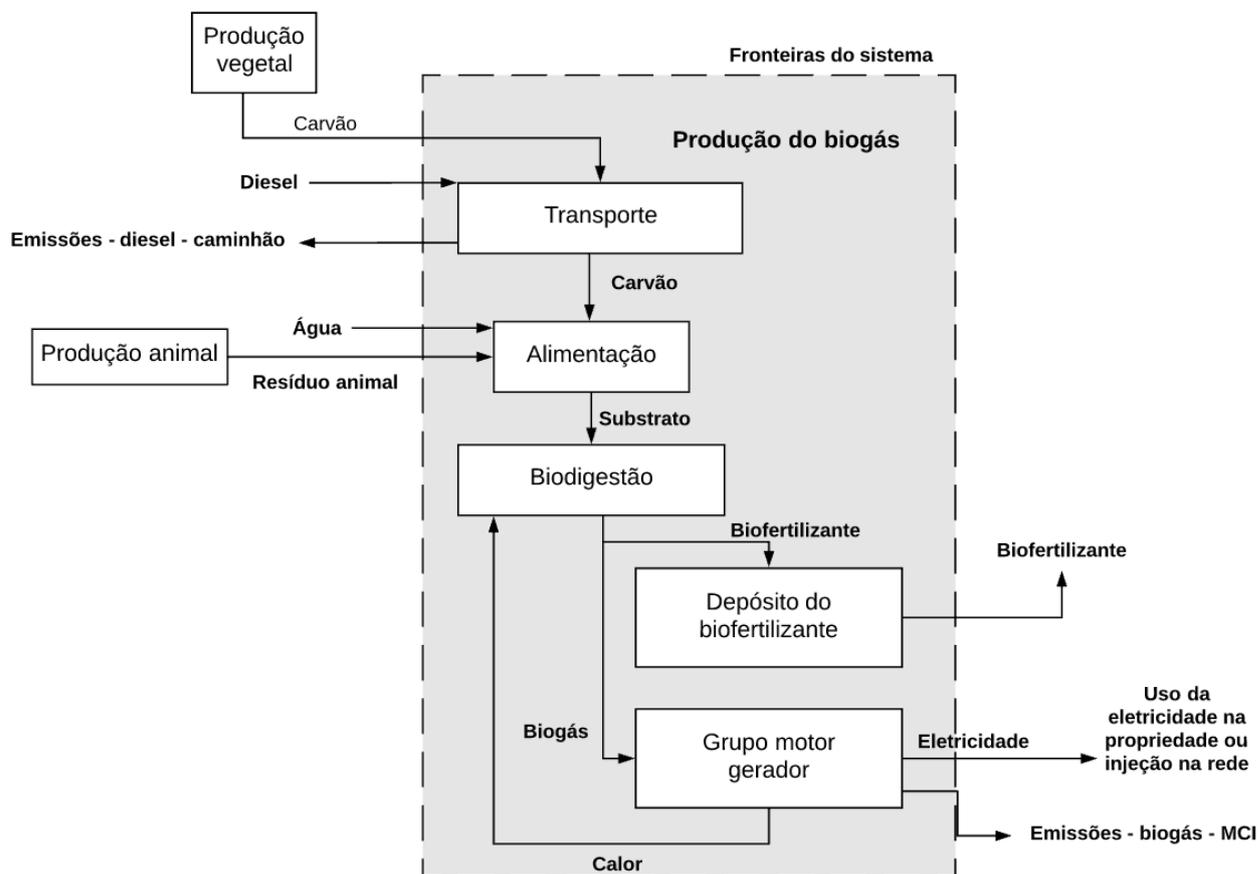


Figura 3.12 - - Fluxograma e fronteiras do sistema de produção de bioenergia do estudo do Cenário IV

Definição das categorias de impacto e escolha do Método de ACV a ser utilizado

Os dejetos suínos são constituídos basicamente de esterco, urina, resíduos de ração e água. Sua composição depende de distintos fatores tais como o mauceio, fatores zootécnicos, fatores ambientais e dietéticos. Os fatores zootécnicos compreendem fatores tais como tamanho, peso e raça do suíno. Já os fatores ambientais por sua vez, cita-se a temperatura e umidade. Os fatores dietéticos por sua vez compreendem a digestibilidade do animal, conteúdo de fibra e vitamina.

As categorias de impacto já citadas, existem em distintos métodos de Análise de Ciclo de Vida (ACV), no entanto, a grande maioria dos métodos de ACV foi criada para analisar regiões específicas do globo e, portanto, sua aplicação em local diferente daquele para o qual foi projetado poderia trazer dados não representativos. Assim, um modo de realizar a escolha do método de análise é por meio do critério de abrangência de aplicação do método que fornece critérios suficientes e adequados para sua escolha e aplicação.

A abrangência de aplicação de cada método se dá em níveis e pode ser classificada em global, continental ou nacional, no último caso o nome do país é apontado. Foram analisados 13 métodos por seu nível de abrangência para cada categoria de impacto. A Tabela 3.15 apresenta de forma sintética o nível de abrangência de cada impacto para cada categoria de impacto a ser analisada no estudo.

Tabela 3.15 - Nível de abrangência de aplicação por categoria de impacto de cada método de ACV (Análise de Ciclo de Vida)

	ADP	AP	EP	GWP	ODP	POFP
CML 2002	Global	Europa	Global	Global	Global	Europa
Eco-indicator 99	Global		Holanda	Global	Global	-
Ecological Scarcity	-	-	-	Suíça	Suíça	Suíça
EDIP 2003	Global	Global	Europa	Global	Global	Europa
ESP 2000	Global	-	-	-	-	-
Impact 2002+	Europa	Europa	Europa	Europa	Europa	Europa
LIME	Japão	Japão	Japão	Global	Global	Japão
LUCAS	Canadá	Canadá	Canadá	Global	Global	Canadá
MEEuP	-	Europa	Europa	Europa	Europa	-
ReCiPe	Global	Europa	Europa	Global	Global	Europa
TRACI	Global	América do Norte	América do Norte	Global	Global	América do Norte
IMPACT World+	Global	Global	Global	Global	Global	Global

Fonte: Adaptado de (MENDES; BUENO; OMETTO, 2016)

Sendo:

- ✓ ADP - Potencial de Depleção Abiótica
- ✓ AP - Potencial de Acidificação
- ✓ EP - Potencial de Eutrofização
- ✓ GWP - Potencial de Aquecimento Global
- ✓ ODP - Potencial de Depleção da Camada de Ozônio
- ✓ POFP - Potencial de Oxidação Fotoquímica

Assim, através dos dados destacados da Tabela 3.15, percebe-se que o Método de ACV que possui maior nível de abrangência de aplicação para o local de estudo é o IMPACT World+, já que, apesar de não ser Nacional (Brasil), é o método que possui a maior quantidade de categorias de impacto a serem analisadas a nível global. No entanto, pelo fato do atual software instalado (SimaPro 8.3.0.14) não possuir a atualização deste método mais novo, utilizou-se o CML2 baseline 2000 v.3.01 (Chain Management by Life Cycle Assessment) que se encontra na base de dados do software SimaPro 8.0. Esta metodologia foi criada na Universidade de Leiden (Holanda) pelo Centre of Environmental Science of Leiden University. Este método foi escolhido por sua abrangência e também por sua abordagem, além de possuir categorias que refletem os principais impactos causados pela geração de eletricidade a partir da codigestão.

As categorias de impacto escolhidas para esse estudo foram: Potencial de Aquecimento Global, Depleção da Camada de Ozônio, Toxicidade Humana, Potencial de Acidificação, Potencial de Eutrofização, Depleção dos Recursos Abióticos, Depleção dos Recursos Abióticos de Combustíveis Fósseis e Potencial de Oxidação Fotoquímica.

Deste modo percebe-se uma lacuna de métodos de ACV originados no Brasil, bem como na América do Sul, o que resulta na falta de metodologias de representação orientados ao cenário do Brasil. Portanto, devem haver subsídios e incentivos para o desenvolvimento de estudos nesta linha de pesquisa e também para que haja maior engajamento e colaboração de pesquisadores e especialistas brasileiros nos projetos de abrangência nacional e também global.

3.12. Custo dos Equipamentos e outras considerações para o estudo de viabilidade econômica

Os custos dos equipamentos foram orçados no dimensionamento de uma usina de biogás de 1000 kW de potência instalada. Os valores com a implantação do projeto da usina modelo e as despesas anuais são estimadas na Tabela 3.16 e Tabela 3.17.

Tabela 3.16 – Custos fixos com a implementação do Projeto de usina de biogás de 1MW (2019)

Descrição	Valor total (R\$)
Digestores	3.093.512,00
Motogerador + Sistemas de Limpeza do Gás + Conexão com a rede de distribuição + Instalações Elétricasq	2.011.659,00
Recepção de substratos líquidos	199.860,00
Sistema de bombas	238.000,00
Tanque do Material digerido	783.762,00
Tubulações	979.703,00

Tabela 3.17 - Despesas anuais estimadas para a usina de biogás (1000 kW) (2019)

Descrição	Valor total (R\$)
Funcionários	330.000,00
Administração e Contabilidade	36.900,00
Manutenção do motogerador	30.996,00
Manutenção geral da usina	70.520,00

Para a determinação do custo dos equipamentos que conformarão a usina de biogás do atual estudo, deve-se considerar o fator de escala para plantas de biogás, descrito na Equação 3.12. Desta maneira, os custos por potência instalada diminuem à medida que a usina se torna maior, o que é condizente com os atuais projetos de engenharia (LEBOREIRO; HILALY, 2011; SGROI et al., 2015a, 2015b).

$$\frac{C}{C_0} = \left(\frac{M}{M_0}\right)^{\frac{2}{3}} \quad (3.12)$$

Onde:

C/M = representa o custo e tamanho do equipamento a classificar, respectivamente;

C_0/M_0 = custo e tamanho de referência, respectivamente.

Através da relação descrita na Equação 3.12, à medida que o tamanho dos equipamentos aumenta o seu custo proporcional ao custo referência tendem a ser menor.

Os custos operacionais de uma usina de biogás são os custos relativos ao pagamento de funcionários, manutenção da usina e motogerador, monitoramento,

licenças, seguros, serviço contábil, entre outros. Em projetos desenvolvidos em países como Inglaterra e Suécia toma-se como base o custo operacional em relação ao investimento inicial, valores de 4 a 15%, respectivamente (SMYTH; SMYTH; MURPHY, 2010).

No estudo econômico, o dejetos suíno por ser um resíduo animal a ser aproveitado, teve um custo zero dentro da análise econômica. Por ser um sistema descentralizado, considerou-se uma distância de transporte de silagem conforme a Tabela 3.5.

Considerou-se que diariamente 4800m^3 de biogás são direcionados ao aquecimento de baias para creche de porcos que estão em fase inicial. Deste volume diário de biogás destinado ao aquecimento de creche, tomou-se como entrada mensal o valor de R\$ 8000 reais, que era o valor gasto anteriormente com GLP, antes da utilização do biogás como fonte de aquecimento para as baias de suínos.

Na precificação da energia elétrica não se considerou o seu preço conforme leilões de energia, mas sim através do sistema de compensação de energia. Por este último, considera-se a energia como crédito que pode ser utilizado em até 60 meses em consumos próprios da empresa ou por meio de consórcios/condomínios. Desta maneira, como há um conglomerado de empresas sócias trabalhando em conjunto na fazenda, os créditos serviriam para abater a energia consumida da rede e, portanto, considera-se como valor da eletricidade, o preço que se pagaria para obtê-la, que segundo a distribuidora, está na faixa de $0,35960\text{ R\$/kWh}$ (Média tensão, bandeira amarela, 69 kV, horário fora de ponta). Considerando os impostos que devem ser pagos, (18% ICMS, 0,65% PIS/PASEP e 3% COFINS), tem-se que o real custo da energia que seria pago é de $0,4590\text{ R\$/kWh}$ (CEMIG, 2019). Cabe salientar que, por não haver informações do momento em que há maior consumo de energia na fazenda (se em horário de ponta ou fora de ponta), toma-se como base que a energia produzida em sua totalidade ocorre em instante fora de ponta e que portanto, lhe é aplicado o menor valor de tarifa a ser abatido. Com isto, caso haja geração em horário de ponta, o abatimento será maior e o empreendimento se pagará de modo ainda mais rápido.

Na silagem de milho, os insumos representam 57% do custo operacional efetivo, 31,0% para colheita e ensilagem, enquanto os outros custos estão relacionados ao preparo do solo (5,5%), plantio e tratamentos culturais (6,5%) (SANTOS, 2016). Sabe-se também que a digestão anaeróbia não produz apenas biogás, mas também um substrato comumente chamado de biofertilizante ou digerido. O biofertilizante é rico em nutrientes e pode ser utilizado como fertilizante orgânico para o cultivo, que retornaria nutrientes de volta ao

solo em substituição aos fertilizantes minerais (inorgânicos) (ABUBAKER; RISBERG; PELL, 2012; BORJESSON; BERGLUND, 2007; HARTMANN, 2006). Desta maneira, para tornar o projeto viável decidiu-se utilizar o biofertilizante como adubo natural e suprimir o gasto relativo aos insumos, tanto para a silagem de milho como para a silagem de capim-elefante.

Os custos dos substratos e a receita por meio do sistema de compensação de energia elétrica são descritos na Tabela 3.18.

Tabela 3.18 - Custos dos substratos e créditos de energia elétrica.

Parâmetro	Unidade	Custo (R\$)	Ref.
Silagem de milho (base seca)	ton	145,39	(AMARAL; BERNARDES, 2013; SILVA, 2011)
Silagem de capim elefante (base seca)	ton	90,57	(AMARAL; BERNARDES, 2013; SILVA, 2011)
Energia elétrica	MWh	459,00	(CEMIG, 2019)

Fonte:(AMARAL; BERNARDES, 2013; CEMIG, 2019; SILVA, 2011)

Como os valores dos custos dos substratos da silagem de milho e capim elefante destacados na tabela acima, foram retirados de fontes em dólar e são de referências que datam de aproximadamente 6 anos, tomou a inflação do dólar no período de 2013 a 2019 (setembro). A inflação acumulada de 2013 à setembro de 2019 para o dólar americano é de aproximadamente 11%, valor que foi corrigido para o cálculo da viabilidade econômica do projeto.

Outras proposições assumidas para avaliação econômica dizem respeito à taxa mínima de atratividade (TMA), vida útil do projeto e horas trabalhadas anuais pelo motogerador, descritos na Tabela 3.19.

Tabela 3.19 - Proposições assumidas para a avaliação econômica.

Descrição	Ref.
Taxa de juros: 9,5%	-
Taxa Mínima de Atratividade (TMA): 15%	-
Vida útil do projeto: 20 anos	-
Horas anuais trabalhadas – motogerador: 8000 horas/ano	(WALLA; SCHNEEBERGER, 2008)
Taxa de câmbio adotada foi de R\$ 4,00/US\$ (25/04/2019)	(“OANDA ‘Conversor de moedas’”, 2019)
Eficiência do trocador de calor: 90%	
Perdas de calor para o meio externo: 10%	
Volume de gás necessário para o aquecimento de baias: 4800 m ³ /dia	
Preço gasto mensal para aquecimento de baias antes da aquisição dos biodigestores: 8000 R\$/mês	
Preço do litro de diesel = 2,6 R\$/litro	
Preço do kg de gás liquefeito de petróleo = 4,5 R\$/kg	
Percentual da eletricidade produzida consumida na própria planta = 10% “energia parasitária”.	

Fonte: (“OANDA ‘Conversor de moedas’”, 2019; WALLA; SCHNEEBERGER, 2008)

Além disto, considerou-se que a fazenda tem água à disposição sem necessidade de bombeamento e que não é proveniente de concessionárias de distribuição de água.

Desta maneira, partindo dos cenários propostos, calcula-se a viabilidade econômica de cada projeto por meio dos indicadores: Valor Presente Líquido (VPL), Taxa Interna de Retorno (TIR), Tempo de Retorno do Capital descontado e não-descontado e seus respectivos fluxos de caixa descontado. A partir de então, realiza-se uma comparação e busca-se analisar sob outras ótimas sua viabilidade.

Capítulo IV

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Relação C/N

A partir do número de animais, a quantidade de matéria orgânica gerada por suíno diariamente e a percentagem de sólidos totais presentes na matéria, pode-se calcular a quantidade de estrume ou dejetos produzidos diariamente na fazenda.

A quantidade de substrato orgânico proveniente de matéria-prima animal introduzida no biodigestor está diretamente relacionada à percentagem de sólidos totais e a percentagem de diluição em água que se deseja. Para o dimensionamento do biodigestor levou-se em conta a percentagem de sólidos totais máximos admissíveis para a biodigestão úmida, que foi de 10%.

A temperatura de operação do biodigestor também é de vital importância, pois, indicará a zona de atuação dos microrganismos e sua população predominante para a digestão anaeróbia. A medida que a temperatura se eleva, há um aumento na taxa de crescimento metanogênico, acelerando assim a produção de biogás e a decomposição da matéria orgânica. Com baixas temperaturas a taxa de crescimento é menor, acarretando maiores tempos de residência nos biodigestores e aumentando o tempo de retenção hidráulica (TRH). Como o volume do biodigestor é diretamente proporcional ao tempo

de retenção hidráulica e à carga diária adicionada ao mesmo, o aumento no TRH ocasiona o aumento do volume do biodigestor.

Como a quantidade de suínos produtores de matéria orgânica de origem animal é considerada constante, na codigestão, o incremento de fração mássica de matéria orgânica vegetal por exemplo, ocasiona um aumento no volume do biodigestor.

A codigestão é apresentada neste trabalho como um dos modos de obter o equilíbrio entre a taxa de carbono e nitrogênio presente na matéria orgânica fresca de origem animal para que haja uma relação ótima C/N para a produção de biogás mediante crescimento populacional de archeas.

A ótima relação entre carbono e nitrogênio, segundo diferentes autores estão na faixa de 20 a 30 unidades de carbono para cada unidade de nitrogênio. Na realização deste trabalho assumiu-se na codigestão como relação ótima C/N, a relação de 25:1, tanto na codigestão da mistura com dejetos suíno e silagem de milho, como com dejetos suíno e silagem de capim-elefante.

A Figura 4.1 mostra a relação C/N em função do teor de co-substrato na mistura, sendo que o intervalo ótimo está na faixa de 20:1 a 30:1, e a relação ótima considerada ocorre na relação de 25 unidades de carbono para cada unidade de nitrogênio.

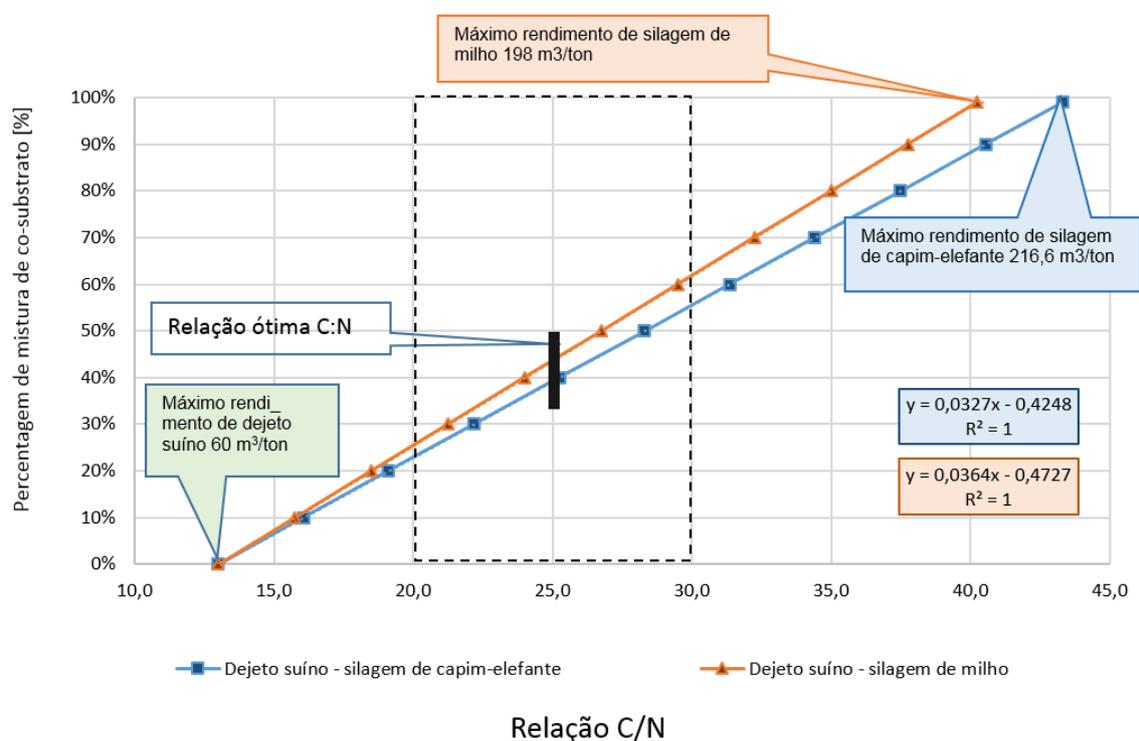


Figura 4.1 - Relação C/N das misturas suíno/capim-elefante e suíno/milho.

A percentagem de co-substrato na mistura, foi determinada tomando em conta a relação C/N do dejetos suíno, silagem de milho e silagem de capim-elefante, referenciado na Tabela 3.2.

Avaliando a Figura 4.1 é possível perceber que a faixa de C/N ótima, ocorre quando há de 22,9 a 55,6% de silagem de capim-elefante em se tratando da codigestão dejetos suíno/capim-elefante, ou quando há de 25,5 a 61,9% de silagem de milho em se tratando da codigestão dejetos suíno/milho em frações mássicas. Já o ponto em que ocorre a relação C/N ótima, que foi considerado de 25 unidades de carbono para cada unidade de nitrogênio, é quando há aproximadamente 39,3% em massa de silagem de capim-elefante e 43,7% em massa de silagem de milho.

4.2. Tempo de Retenção Hidráulica

A temperatura média anual da cidade para onde está modelada a usina de biogás é de aproximadamente 20,66°C, o que acarreta em tempos de retenção hidráulica elevados, dado que a taxa de crescimento metanogênico é baixa para esta temperatura.

Considerando a temperatura ambiente e considerando a temperatura de trabalho de uma usina de biogás que opera a temperatura mesofílica de 38°C (KOCH et al., 2009; MCENIRY et al., 2014), o aquecimento externo do biodigestor se faz necessário. Este aquecimento pode ser proveniente de uma fonte externa de energia ou do próprio calor gerado a partir do motogerador que queima biogás.

Considerando a temperatura mesofílica de trabalho de 38°C tem-se um tempo de retenção hidráulica de 20 dias, enquanto para uma temperatura de trabalho de 20°C (média da temperatura ambiente da cidade de Oliveira – MG) tem-se um TRH de 53 dias, como mostrado na Figura 4.2. Verificou-se que o volume do biodigestor é inviável para a TRH adequada sem aquecimento externo, e por isto, a necessidade da fonte de calor para aquecimento do substrato.

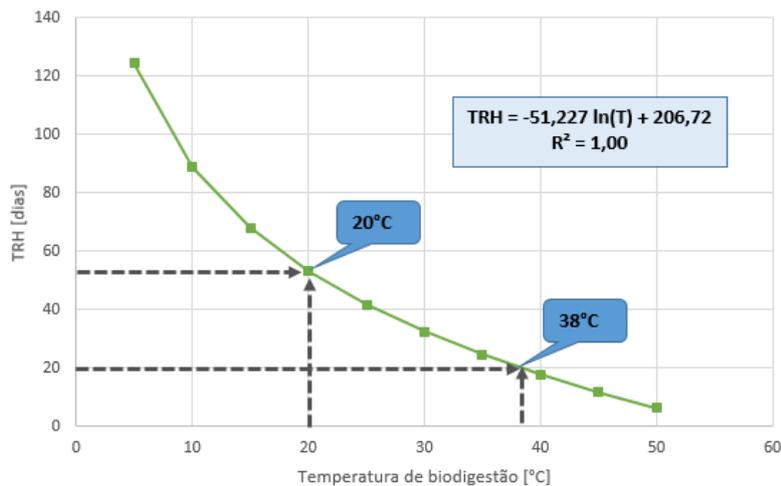


Figura 4.2 - Variação do TRH em função da temperatura de trabalho do biodigestor.

4.3. Cálculo do volume do biodigestor, produção diária de biogás, energia térmica e eletricidade

Com relação ao volume de biogás produzido, é importante avaliar o rendimento dos substratos de modo individual e logo avalia-los a partir da codigestão. Desta maneira, os rendimentos dos co-substratos (silagem de milho e silagem de capim-elefante) são avaliadas segundo distintos autores na Tabela 4.1

Tabela 4.1 – Rendimentos dos co-substratos utilizados

Substrato	Rendimento de biogás (m³/ton substrato)	Referência
Silagem de milho	99,05	(LABATUT; ANGENENT; SCOTT, 2011)
Silagem de milho	170-230	(FNR, 2010)
Silagem de milho	81,8-111,7	(ASAM et al., 2011)
Silagem de milho	94-271,6	(DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011)
Silagem de capim	226	(KOCH et al., 2009)
Silagem de capim	170-200	(FNR, 2010)
Silagem de capim	75,9-79,3	(ASAM et al., 2011)
Silagem de capim	95,76-252	(DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011)

Fonte: Adaptado de (ASAM et al., 2011; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; FNR, 2010; KOCH et al., 2009; LABATUT; ANGENENT; SCOTT, 2011)

Tomando como base, os rendimentos médios de biogás dos estudos acima realizados, a média dos rendimentos médios de biogás para o milho é de aproximadamente 144,65 m³/ton de substrato, enquanto que para o capim é de aproximadamente 165,74 m³/ton de substrato. Estes valores foram utilizados no cálculo da produção diária de biogás para os Cenários II (dejeito suíno e silagem de capim-elefante) e III (dejeito suíno e silagem de milho).

Com relação ao rendimento do dejeito suíno, estima-se que a produção de biogás pelos suínos (animal de 90 kg) esteja entre 0,12 à 0,24 m³/cabeça/dia, sendo que, o manejo e a concentração de sólidos voláteis presentes nos dejetos tem influência direta na produção de biogás (DIAS et al., 2011).

Outro estudo realizado com relação à produção de biogás para geração de energia, trata de uma unidade produtora de suínos, na região de Concórdia (SC), onde tomou-se 350 suínos com peso médio inicial de 23 kg e peso final médio de 110 kg. A produção diária variou de 40 a 60 m³ de biogás, o equivalente à variação de 0,11 à 0,17 m³/cabeça/dia, com temperatura variando dos 20 aos 23°C. Além disto, a partir das análises realizadas percebeu-se que quando manejado de modo adequado a unidade pode produzir biogás com rendimentos variando de 35 a 60 m³ de biogás por tonelada de dejeito suíno (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006).

Foi visto também a influência de distintos modelos de predição da produção de biogás e verificou-se que seria possível uma produção de biogás de 0,17 m³/cabeça/dia, para uma fazenda que contenha todos os estágios de produção de suínos. Sendo que a maior parte dos suínos está na fase de crescimento, onde há uma produção de dejeito por animal de 2,3 kg de dejeito por dia, equivalente a 73,91 m³ por tonelada de dejeito suíno (LEITE et al., 2018).

Percebe-se que é possível alcançar a produção de até 181 m³ de biogás por tonelada de dejeito suíno com dietas formuladas com milho ou sorgo no estágio inicial de criação de suínos (MIRANDA et al., 2012). No estudo realizado por (KUNZ; OLIVEIRA, 2006) alcançou-se um potencial de geração de biogás para o dejeito suíno de 79 m³ de biogás por dejeito suíno para um suíno de aproximadamente 90 kg.

Segundo (COCA et al., 2016), foi possível alcançar um rendimento de biogás de 77,23 m³ por tonelada de dejeito suíno. De acordo com (MORENO, 2011), o volume de biogás produzido é de 60 m³ por tonelada de dejeito, para um suíno de aproximadamente

50 kg e que produza diariamente 2,25 kg de esterco por dia, dado que foi tomado como referência para a pesquisa desenvolvida.

Na produção de eletricidade, foi necessário avaliar a eficiência de conversão da energia térmica produzida a partir do biogás em eletricidade por meio do motogerador. Assim, a partir de uma análise dos valores referência de eficiência verificou-se que a máxima eficiência de biogás de digestão anaeróbia, aterros sanitários e gás de lodo de esgoto, chegou-se a valores variando de 37 a 39% (ODEH et al., 2015).

Na Itália, um estudo realizado sobre plantas de biogás, a partir de dados técnicos do motor de biogás tem-se uma eficiência elétrica de conversão do biogás de 40,58%. No entanto, muitos outros trabalhos, demonstram que a maior parte das instalações não alcançam esta eficiência. A Dinamarca que tem um significativo número de plantas centralizadas de digestão anaeróbia, uma eficiência elétrica de 35% é atingida (MURPHY; MCKEOGH; KIELY, 2004).

Na Grécia, um estudo da eficiência energética e dos impactos ambientais do biogás em aterros sanitários assumiu-se uma eficiência de conversão de cada sistema motogerador entre 25 e 30% (KARAPIDAKIS et al., 2010). Na China foi feita uma análise da eficiência de conversão do biogás em cervejarias e encontrou-se uma eficiência de conversão de 28,45% (YINGJIAN et al., 2014, 2011). Na Índia uma análise da performance de um motor utilizando o biogás e o biogás enriquecido, encontrou-se eficiências de conversão de 23,3% e 26,2%, respectivamente (CHANDRA et al., 2011). No Brasil, um estudo da emissão de gases e da eficiência de um motogerador operando com biogás de dejetos suínos verificou-se uma eficiência de conversão de 20,91% (SOUZA et al., 2016).

Desta maneira, como se percebe, a maior parte dos estudos realizados reportam eficiências de conversão que variam de 20 a 30%. Com isto, decidiu-se assumir como padrão para a produção de eletricidade a partir do biogás a eficiência de conversão do biogás de 25%.

Para o dimensionamento do volume do biodigestor, bem como para o cálculo da produção diária de biogás e da energia térmica e elétrica produzida diariamente em todos os cenários, consideram-se os dados da Tabela 4.2.

Para a codigestão com silagem de capim-elefante e de milho (co-substratos), em conjunto com os dejetos suínos, outros parâmetros devem ser considerados. Estes parâmetros descritos na Tabela 4.3 serão utilizados para o cálculo das quantidades totais de capim-elefante e silagem de milho utilizadas diariamente, para ter uma relação ótima

C/N, a fração mássica do substrato e co-substrato, o rendimento total, a produção de biogás diária, a área necessária para plantação do capim-elefante, volume do biodigestor, energia elétrica e a energia térmica produzida diariamente.

Tabela 4.2 - Indicadores utilizados no dimensionamento da unidade digestora e no cálculo da produção diária de biogás, eletricidade e calor.

Parâmetro	Unidade	Valor	Ref
Número de unidades geradoras (suínos)	un.	41000	-
Peso médio dos suínos	kg	100,00	-
Sólidos totais	%	28,9	(ORRICO et al., 2015)
Quantidade de estrume por unidade geradora produzido diariamente (50 kg)	kg	2,25	(VARNERO et al., 1990)
Diluição em água	%	10,0	(MORENO, 2011)
Rendimento de biogás	m ³ /ton	60,0	(DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011)
Temperatura do biodigestor	°C	38	(KOCH et al., 2009; MCENIRY et al., 2014)
Eficiência elétrica do motogerador [250 kW]	%	25,00	-
Eficiência térmica	%	0,41	(PIÑAS, 2016)
Poder Calorífico Inferior do Biogás	kWh/Nm ³	6,5	(“Swedish Gas Centre”, 2012)
Calor específico do substrato	Cp [kJ/kg.°C]	4,19	(SANTANA, 2008)

Fonte: Adaptado de (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; KOCH et al., 2009; MCENIRY et al., 2014; MORENO, 2011; ORRICO et al., 2015; PIÑAS, 2016; “Swedish Gas Centre”, 2012; VARNERO et al., 1990)

Tabela 4.3 – Fatores específicos utilizados no dimensionamento da unidade digestora e no cálculo da área de plantio necessária, produção diária de biogás, eletricidade e calor.

Parâmetro	Unidade	Valor	Ref.	
Silagem de Sólidos totais do co-substrato	%	36,6	(AJAYI, 2011)	
Capim-elefante	Relação C/N do co-substrato	C/N	43,6	(WILAWAN; PHOLCHAN; AGGARANGSI, 2014)
	Relação ótima C/N	C/N	25	(MORENO, 2011; WANG et al., 2014)
	Diluição em água do co-substrato	%	10	(MORENO, 2011)

	Parâmetro	Unidade	Valor	Ref.
	Rendimento por hectare	Ton/ha.ano	37,67	(AJAYI, 2011)
Silagem de milho	Sólidos totais do co-substrato	%	33,5	(RYNK et al., 1992)
	Relação C/N do co-substrato	C/N	43,6	(WILAWAN; PHOLCHAN; AGGARANGSI, 2014)
	Relação ótima C/N	C/N	25	(MORENO, 2011; WANG et al., 2014)
	Diluição em água do co-substrato	%	10	(MORENO, 2011)
	Rendimento por hectare	Ton/ha.ano	40	(Acompanhamento da safra brasileira rio grande do sul: Grãos, Relatório Geral, 2015)
Carvão vegetal	Adição em relação ao peso fresco do substrato	%	5	(MEYER-KOHLSTOCK et al., 2016)

Fonte: Adaptado de (Acompanhamento da safra brasileira rio grande do sul: Grãos, Relatório Geral, 2015; AJAYI, 2011; MORENO, 2011; RYNK et al., 1992; WANG et al., 2014; WILAWAN; PHOLCHAN; AGGARANGSI, 2014)

Na Figura 4.3 é feita uma comparação do volume calculado do biodigestor para a temperatura ambiente média da cidade de Oliveira e a temperatura mesofílica ótima de operação das *archeas* de 38°C. Pode ser verificado que o volume dos biodigestores mais do que dobra em cada cenário, considerando ambas temperaturas. Desta forma, a temperatura de operação impacta não somente na produção diária de biogás, como também no volume da unidade digestora e consequentemente na viabilidade técnica e econômica do projeto.

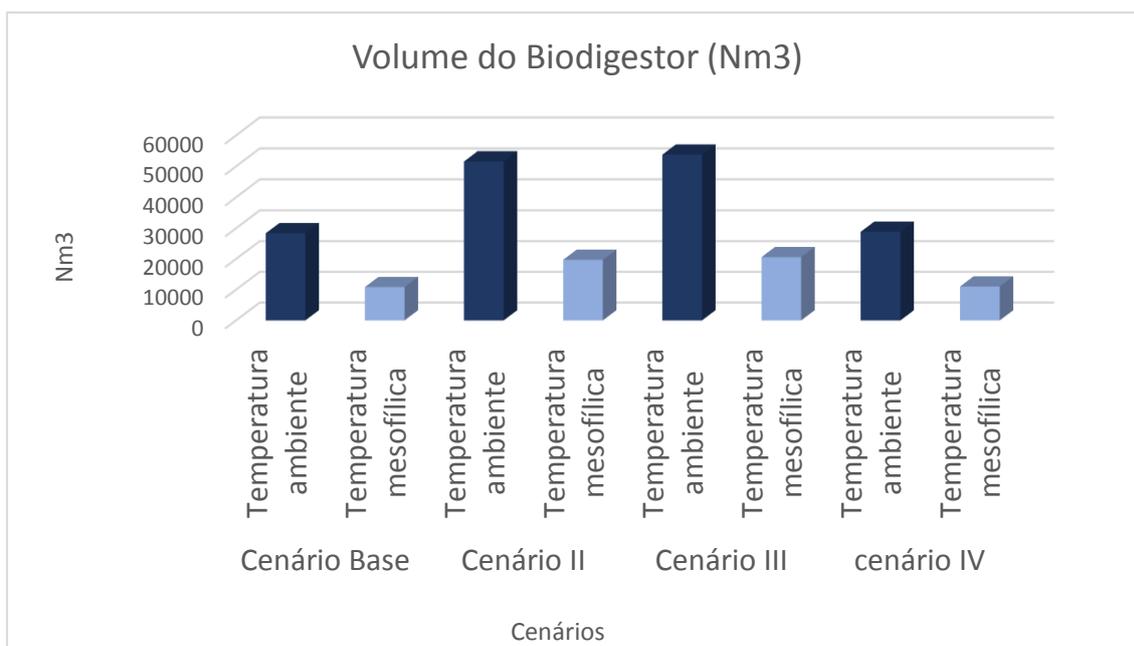


Figura 4.3 - Volume do Biodigestor em função da temperatura e dos substratos

Desta forma opta-se por utilizar o calor residual do processo de queima do biogás no aquecimento do próprio biodigestor durante a fase de conversão da energia química do combustível em eletricidade.

A percentagem de aumento na produção de biogás a partir da codigestão entre substratos tem uma larga faixa de variação e por estar relacionada com diferentes variáveis, não há um consenso entre os autores. Assim, optou-se por considerar um incremento de 25% na codigestão, seja ela com silagem de milho ou de capim-elefante como já discutido e ponderado anteriormente.

No que se refere à codigestão entre um substrato e um aditivo, como o caso do substrato dejetos suíno e o aditivo carvão vegetal, em geral é possível aumentar o rendimento do biogás de 20 – 30% (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011). Assim seguiu-se por considerar um incremento de 25% na codigestão entre o dejetos suíno e aditivo carvão vegetal como já justificado previamente (Cenário IV).

Na Figura 4.4 é apresentada a produção de biogás diária em função da quantidade de substratos que entram na unidade digestora e também seu respectivo rendimento. Ademais, quando há a codigestão, seja pela alimentação de dois ou mais substratos diferentes ou um substrato com aditivo, deve-se levar em consideração o acréscimo da produção de biogás pelos organismos metanogênicos para uma relação ótima C/N.

Assim, a Figura 4.4 mostra a produção de biogás para os diferentes cenários. O cenário I é formado apenas pela produção de biogás via dejetos suíno, já o cenário II é

formado pela produção individual de dejetos suínos e silagem de capim-elefante e o incremento produzido pela sua mistura (Codigestão (DS+CE)). O cenário III é definido pela produção de dejetos suínos e silagem de milho, além do incremento formado pela sua mistura (Codigestão (DS+M)). O último cenário, por sua vez (Cenário IV) é formado pelo substrato dejetos suínos com o aditivo carvão vegetal (Codigestão (DS+CV)).

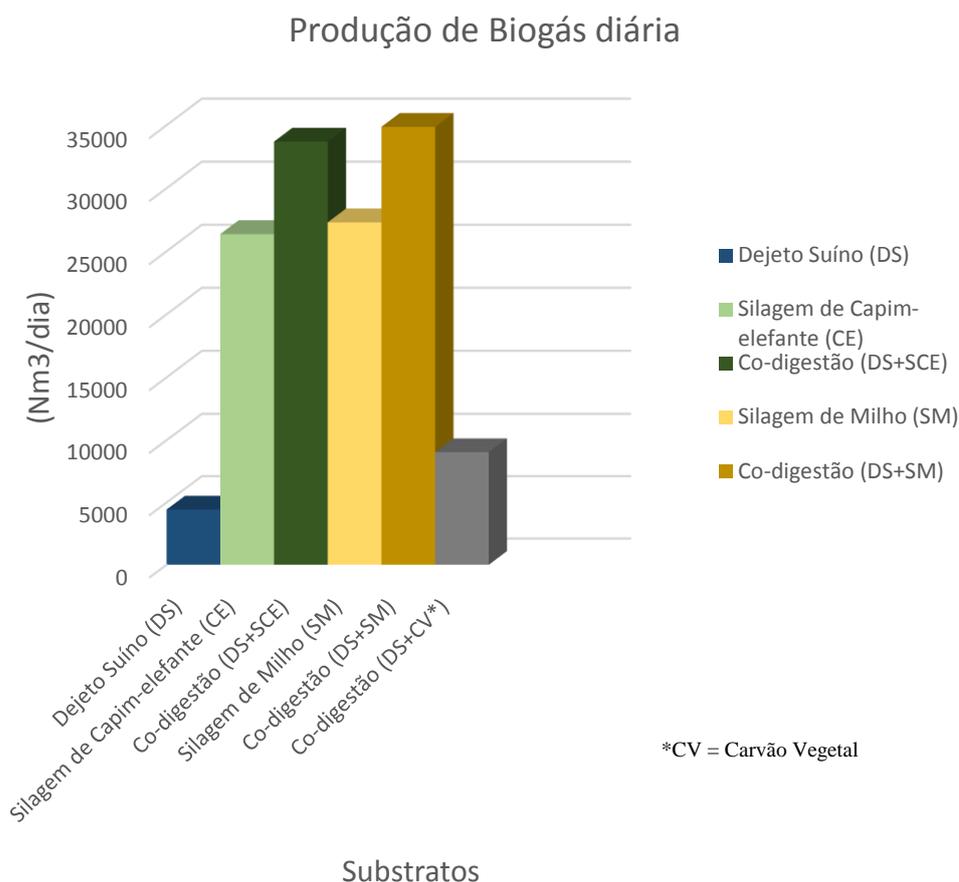


Figura 4.4 - Produção diária de Biogás (Nm³)

No cálculo da produção diária de eletricidade deve-se considerar a eficiência elétrica do grupo motogerador, a produção diária de biogás e o poder calorífico inferior do biogás.

A partir da Figura 4.5 percebe-se que com o uso da codigestão em todos os cenários é possível visualizar um aumento na produção de eletricidade. Além disso o co-substrato de silagem de milho e capim-elefante aumentam consideravelmente a produção de eletricidade devido à maior rentabilidade energética por unidade de massa destas culturas.

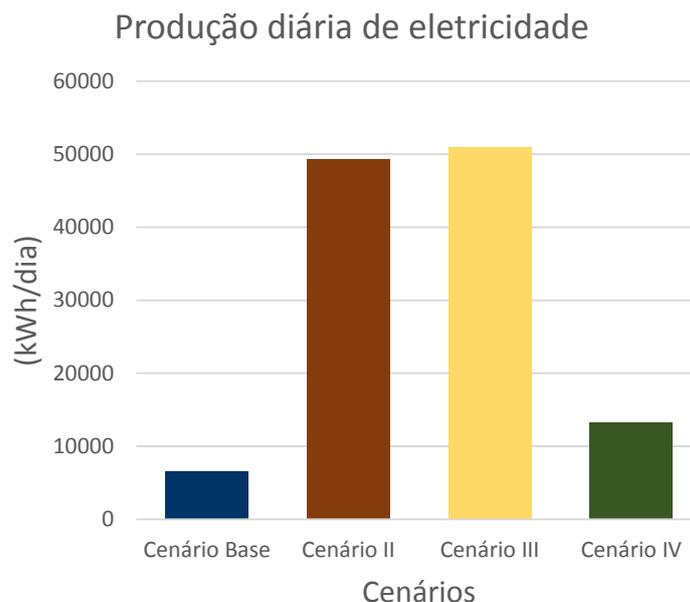


Figura 4.5 - Produção diária de eletricidade para cada cenário

A Tabela 4.4, apresenta um resumo dos balanços de massa e as principais características de cada cenário, bem como os rendimentos individuais e em conjunto com o co-substrato, a produção de biogás, calor e eletricidade diária, o volume do biodigestor e as áreas requeridas para plantio do milho e do capim-elefante.

Com a eletricidade produzida e a quantidade de horas anuais trabalhadas pelo motogerador, tem-se que a potência instalada para o cenário base é de 324 kW, para o Cenário 2 (Dejetos suínos + capim elefante) é de 2464 kW, para o Cenário 3 (Dejetos Suínos + silagem de milho) é de 2549 kW e para o Cenário IV (Dejeto suínos + carvão vegetal) é de 660 kW.

Considerando um consumo hipotético da Fazenda Modelo de aproximadamente 282.635 kWh, o que corresponderia a um consumo médio diário de aproximadamente 9.421 kWh, pode-se então calcular, para cada cenário de modo percentual, a quantidade de energia produzida, consumida e compartilhada por meio do sistema de geração compartilhada de energia para outras empresas. A geração compartilhada diz respeito ao compartilhamento de energia produzido por um sistema, desde que todos os participantes estejam dentro da mesma área de concessão da distribuidora de energia.

Através da Figura 4.6, é possível observar que mesmo o cenário modelo de produção de eletricidade (cenário base) não é capaz de produzir eletricidade suficiente para atender toda a atual demanda de eletricidade da fazenda. Para o Cenário II, III e IV em que há a codigestão do dejetos suíno com os co-substratos e também com o aditivo

carvão vegetal, as produções são maiores que o consumo e portanto, parte da energia gerada (energia excedente) deve ser comercializada por meio da geração compartilhada de energia. Para o Cenário II, aproximadamente 1/5 da geração de biogás é consumida na própria fazenda e o restante é comercializado. O cenário III é semelhante ao Cenário II, no entanto, a quantidade de eletricidade produzida é levemente superior à do Cenário II. Já o Cenário IV por sua vez, aproximadamente 30% da eletricidade produzida é excedene e portanto, deve ser comercializada.

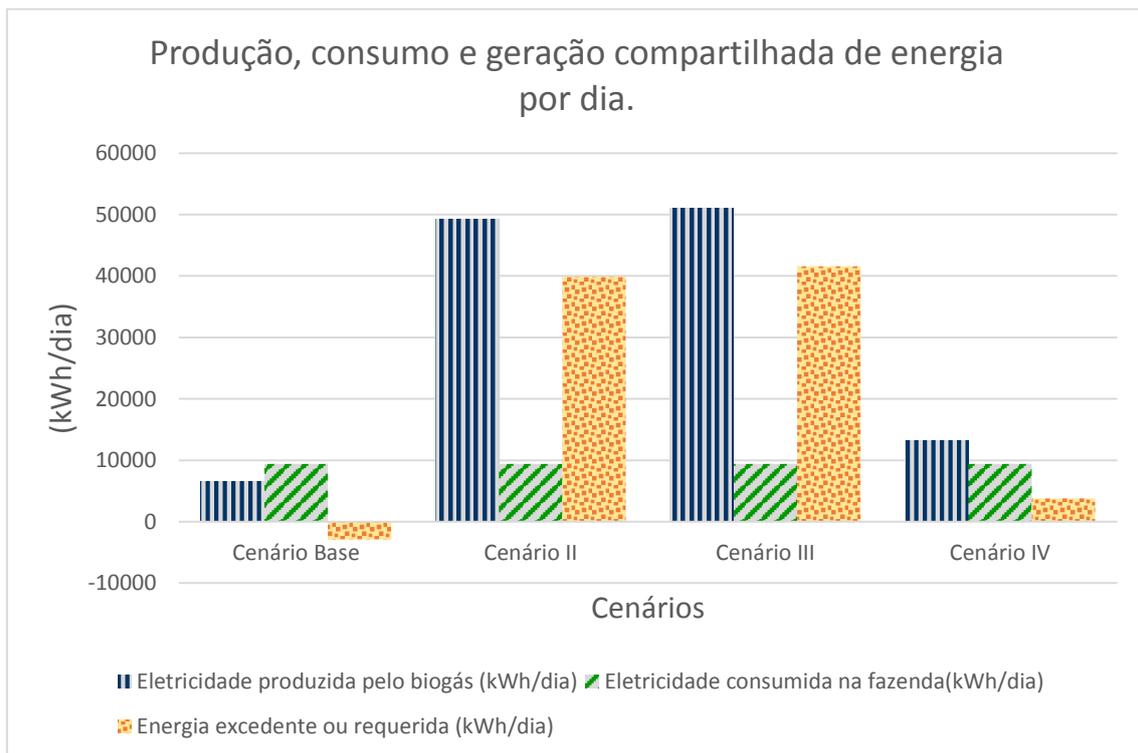


Figura 4.6 - Energia produzida, consumida e compartilhada para cada cenário.

Tabela 4.4 – Resumo dos balanços de massa e conversão em eletricidade e calor, a partir de diferentes cenários.

Parâmetro	Unidade	Valor	
Número de unidades geradoras (suínos)	un.	41.000	
Matéria gerada por unidade geradora por dia	kg/un	4,5	
Quantidade de dejetos produzidos diariamente	ton	184,5	
Substrato suíno (10% ST)	ton	533,2	
-	-	Cenário Base	
Volume do biodigestor	m ³	10.865,3	
Biogás produzido diariamente	Nm ³ /dia	4438,0	
Eletricidade produzida diariamente	kWh	7.212,0	
Energia térmica produzida diariamente	kWh	10.645	
-	-	Cenário II	Cenário III
		(DS+CE)	(DS+SM)
Quantidade de matéria orgânica necessária diariamente	ton	119,0	142,8
Fração mássica do substrato (dejetos suínos)	-	0,61	0,56
Fração mássica do co-substrato	-	0,39	0,44
Rendimento total	Nm ³ /dia	101,47	96,94
Área necessária para plantio	ha	1.153,4	1.303,4
Volume do biodigestor	m ³	19.743,0	20.616
Biogás produzido diariamente	Nm ³ /dia	33.698,8	34.864,51
Eletricidade produzida diariamente	kWh	54.760,00	56.655,00
Energia térmica produzida diariamente	kWh	80.826,00	92.914,0
-	-	Cenário IV (DS+CV)	
Volume do biodigestor	m ³	11.053,3	
Biogás produzido diariamente	Nm ³ /dia	9.037,5	
Eletricidade produzida diariamente	kWh	14.686,0	
Energia térmica produzida diariamente	kWh	24.085,0	

4.4. Análise de Ciclo de Vida

Nesta etapa do trabalho foram determinados os impactos ambientais dos diferentes cenários para produção de biogás via Análise de Ciclo de vida. Utilizou-se o método CML 2000 baseline, e como ferramenta computacional o software SimaPro 8.03. Os resultados são relativos às categorias de impacto: Potencial de aquecimento global, Potencial de

Acidificação, Potencial de Eutrofização, Potencial de Toxicidade Humana, Potencial de Depleção da Camada de Ozônio, Potencial de Oxidação Fotoquímica e Potencial de depleção abiótica de combustíveis fósseis.

4.4.1. Potencial de aquecimento global

A comparação entre diferentes cenários demonstra que o potencial de aquecimento global pode ser positivo quando se trata de emissões que estão sendo emitidas à atmosfera em forma de quilograma de dióxido de carbono equivalente ou negativo quando se trata de emissões evitadas de CO₂ quando substitui-se uma tecnologia por outra.

Conforme se observa na Figura 4.7 o Cenário III possui o maior impacto de tratos culturais para o Potencial de Aquecimento Global (GWP, *sigla em inglês*), com a emissão de 78,16 kg de CO₂ eq./tonD. Isto ocorre devido à grande quantidade de dióxido de carbono que são emitidos na atmosfera a partir da combustão do diesel no trator através dos tratos culturais. O Cenário II possui o segundo maior resultado para o potencial de aquecimento global para tratos culturais com 30,41 kg de CO₂ eq./tonDS com os tratos culturais. De semelhante modo este valor está associado à queima de combustível diesel nos tratos culturais que são basicamente com o preparo do solo, plantio e tratos culturais e colheita e ensilagem. No entanto, percebe-se que há uma redução dado que o consumo de diesel nestas etapas é menor para a produção de capim do que para a produção de milho como exemplificado a baixo e apresentado anteriormente no inventário do Ciclo de Vida consolidado do Cenário II e Cenário III.

A respeito do processo de biodigestão, percebe-se que para todos os cenários os valores do potencial poluidor são negativos, ou seja, há benefícios na utilização da biodigestão sob a ótica ambiental utilizando-se da monodigestão e co-digestão, tanto com co-substratos como com aditivos. Isto ocorre pois, no processo de biodigestão a eletricidade produzida, injetada na rede e logo após consumida na propriedade é vista como um benefício, pois, deixa-se de consumir eletricidade proveniente da matriz energética brasileira. Além disto, como o biofertilizante é utilizado como adubo orgânico, o nitrogênio proveniente do mesmo é visto como um produto substituto do nitrogênio inorgânico. Assim, calcula-se as emissões evitadas provenientes do uso do biofertilizante ao invés de fertilizantes inorgânicos.

Com relação ao transporte por ser comparativamente baixo com relação às outras duas etapas do processo de produção de eletricidade a partir da codigestão não se percebe através da Figura 4.7. No entanto, separando os processos e isolando o transporte dos cenários é possível perceber através da Figura 4.8 que há um potencial de aquecimento global associado ao transporte para os cenários II, III e IV, sendo que é muito maior para o Cenário IV, pois, o mesmo considera a distância de transporte do carvão vegetal entre cidades (de Oliveira-MG à Divinópolis-MG).

Por fim, considerando todos os processos como um único processo, no processo de produção de eletricidade via mono ou co-digestão percebe-se que há um impacto positivo com o uso/aproveitamento do biogás. Além disto, conclui-se que sob a ótica ambiental o Cenário II é aquele que apresenta maiores benefícios ambientais, por substituir uma quantidade de eletricidade semelhante ao do Cenário III com o benefício de consumir menor quantidades de combustíveis fósseis com os tratos culturais, comparativamente ao Cenário III.

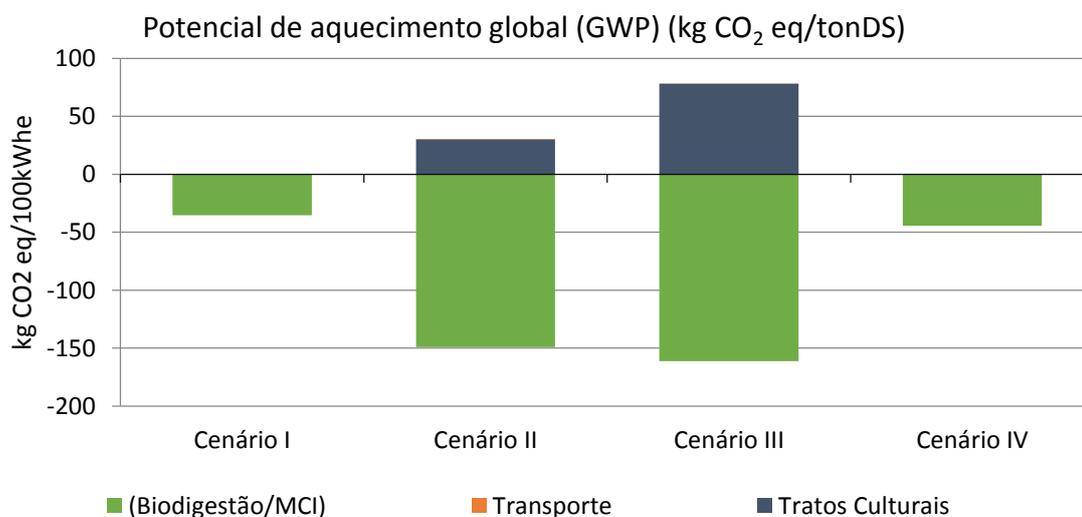


Figura 4.7 - Potencial de Aquecimento Global para todas as etapas

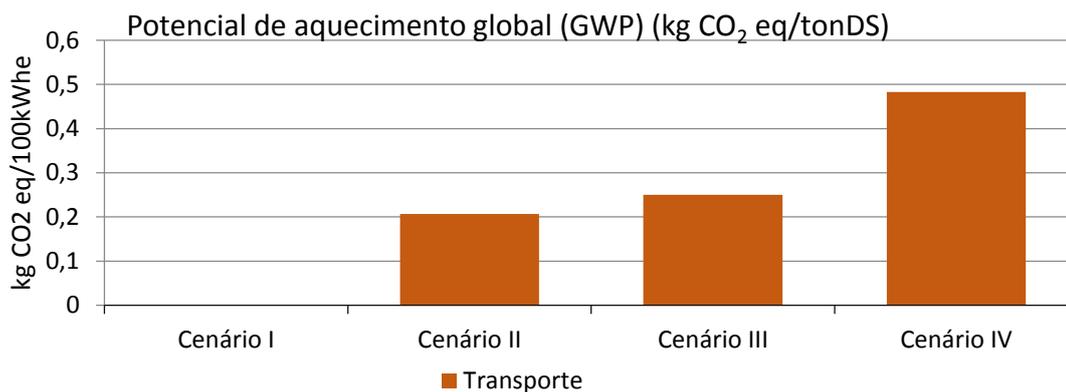


Figura 4.8 - Potencial de Aquecimento Global para o transporte.

4.4.2. Potencial de Acidificação

Este impacto está associado ao aumento de acidez de solos, lençóis freáticos e águas superficiais, provocadas por ações antrópicas, especialmente devido à queima de combustíveis fósseis. Os principais contribuintes para aumentar os níveis de acidez são NO_x, SO_x e NH₃, que ao reagirem com a atmosfera formam ácidos e vapor de água. Os principais impactos que estas substâncias provocam são a mortandade de peixes, perturbação da vegetação de floresta e deterioração de materiais de construções.

Segundo a Figura 4.9, os resultados do potencial de acidificação mostraram que os tratos culturais foram os processos que causaram maior impacto ambiental. O transporte causou certo impacto ambiental, apesar de pequeno nos três cenários (Cenário II, III e IV) e o processo de biodigestão atuou de modo benéfico na redução de poluentes causadores de acidificação. No que diz respeito ao trato cultural, os componentes observados que causaram os maiores efeitos no aumento do impacto ambiental foram os óxidos de nitrogênio que são emitidos para o ar relacionados à queima de diesel no trator e na produção do diesel com o monóxido de enxofre. Já a biodigestão atua de modo contrário, substituindo a eletricidade da rede que por haver em sua composição substâncias como monóxido de enxofre e óxidos de nitrogênio faz com que a eletricidade proveniente do biogás seja benéfica ao ambiente. A queima de diesel no transporte por emitir em menor quantidade óxidos de nitrogênio não interfere de modo expressivo no aumento da acidificação.

Apesar de na Figura 4.9, não ficar evidente o potencial de acidificação relacionado ao transporte para cada cenário que o possui (Cenário II, III e IV), já na Figura 4.10, é

possível perceber o impacto que possui o transporte para cada cenário. Sendo que, no Cenário IV a acidificação com relação ao transporte é maior pelo fato de que diariamente há um maior deslocamento no transporte de matéria prima (carvão vegetal).

De todos os cenários, aquele que apresentou maior benefício ambiental quanto à acidificação se refere ao Cenário II. Ainda com o dano provocado pelos tratos culturais o ganho pela substituição da eletricidade supera os passivos ambientais causados pela queima do diesel no trator.

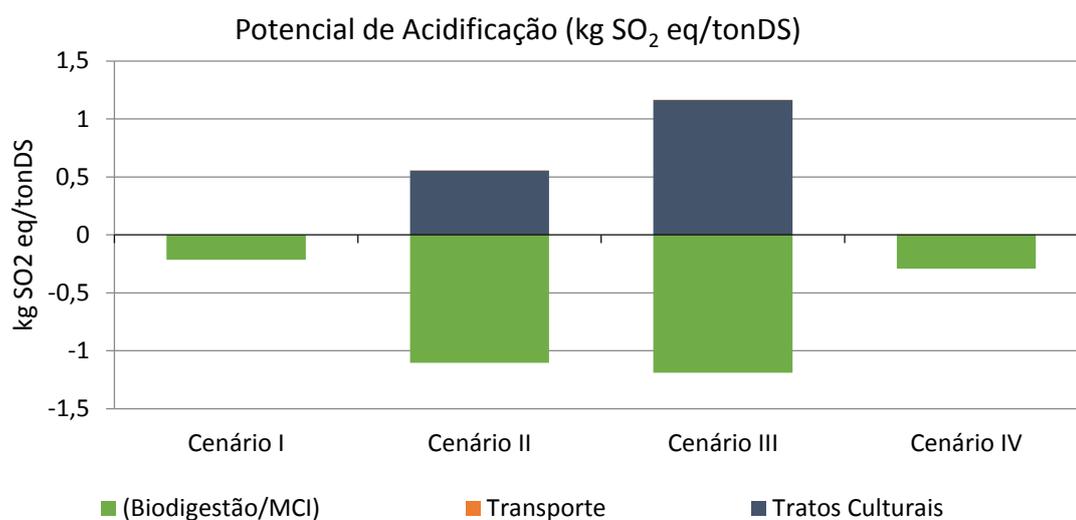


Figura 4.9 - Potencial de Acidificação para todas as etapas.

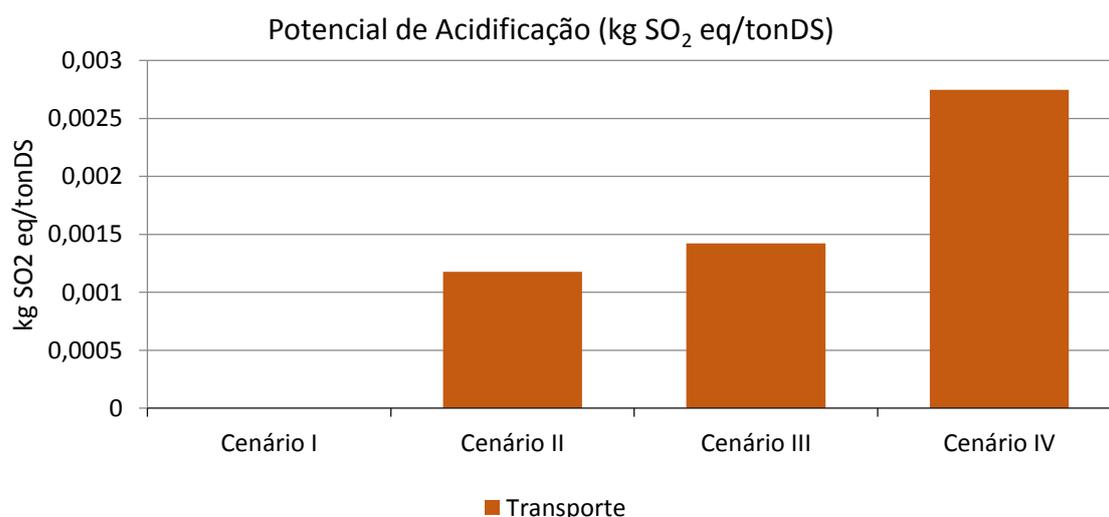


Figura 4.10 - Potencial de Acidificação para o transporte.

4.4.3. Potencial de Eutrofização

O potencial de eutrofização fundamenta-se no aumento de macronutrientes na água ou solo, tais como o nitrogênio (N) e o fósforo (P). Esse aumento pode causar o crescimento e propagação de plantas aquáticas e/ou mudanças na composição dos ecossistemas aquáticos e terrestres.

Como observado na Figura 4.11, os tratos culturais são aqueles que apresentam maior potencial de eutrofização. Dentre eles, o maior é o trato cultural do Cenário III que apresenta uma participação de aproximadamente $0,2082 \text{ kgPO}_4^{-3}\text{eq/tonDS}$. Isto ocorre devido à quantidade de óxidos de nitrogênio que são emitidos à atmosfera devido a queima de diesel no trator que possui um potencial poluidor no que se refere à eutrofização alto.

O impacto positivo ou benéfico que possui o processo de biodigestão que implica na produção de eletricidade ocorre principalmente por meio do nitrogênio utilizado como produto evitado na produção do fertilizante inorgânico e também por meio dos óxidos de nitrogênio evitados ao substituir a eletricidade proveniente da rede pela eletricidade produzida a partir do biogás na codigestão.

Em todos os cenários, no total, o potencial de eutrofização é negativo, ou seja, do ponto de vista ambiental todos os cenários são atrativos. De todos os cenários, aquele que apresenta menor impacto ambiental com relação ao potencial de eutrofização é o Cenário II. Isto sucede, pois, há uma maior quantidade de nitrogênio e também eletricidade substituída através do processo no Cenário II, maior do que no Cenário I e IV, respectivamente. Já com relação ao Cenário III, as emissões de diesel com o trator na produção do milho fazem com que o ganho pela substituição da eletricidade e também do nitrogênio orgânico não sejam altos o suficiente para superar o dano, comparativamente ao Cenário II.

Deste modo, como há uma maior quantidade de nitrogênio orgânico e também eletricidade sendo produzido por cada tonelada de dejetos suíno, tem-se que o potencial de eutrofização do Cenário II é o menor de todos. Além disto, apesar do transporte ter um efeito potencial poluidor para a eutrofização nos Cenários II, III e IV, sendo maior no Cenário IV, este possui um efeito insignificante comparado às outras etapas como a produção de eletricidade e os tratos culturais (menor que 1%). Sendo assim, é quase imperceptível sua participação e pouco impacta nesta categoria.

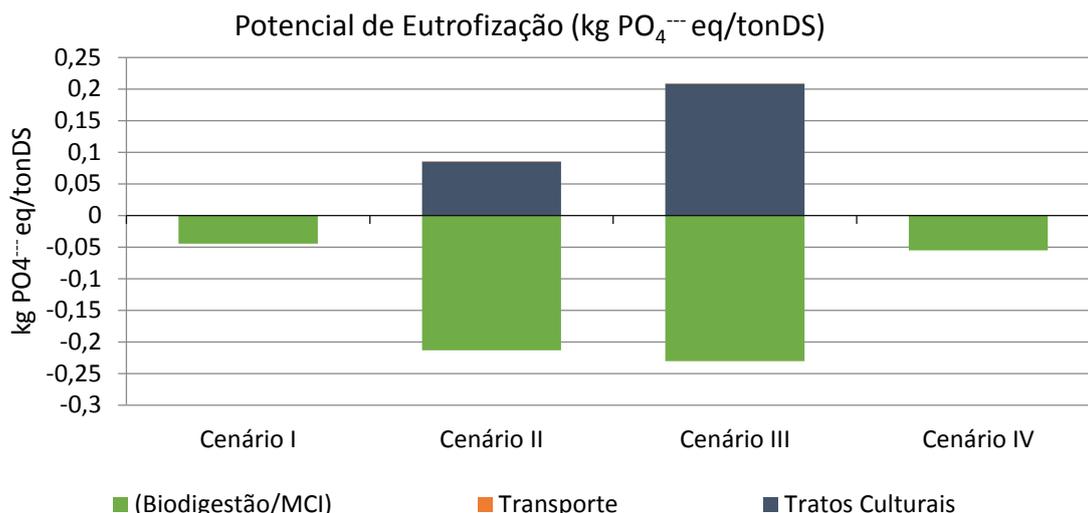


Figura 4.11 - Potencial de Eutrofização.

4.4.4. Potencial de toxicidade humana

A toxicidade humana diz respeito às substâncias tóxicas, não degradáveis biologicamente e que possuem potencial de se acumularem nos seres vivos. Alguns exemplos destas substâncias são: o níquel, platina, mercúrio, entre outros. Estas substâncias são emitidas por meio de atividades do ser humano. Além disto, elas podem chegar ao ser humano tanto por meio da inalação, como por meio da ingestão de alimentos contaminados.

Como se observa na Figura 4.12, os tratos culturais do Cenário II e Cenário III são aqueles que têm maior potencial poluidor no que se refere à toxicidade humana. Nos tratos culturais de ambos cenários (Cenário II e III), a substância que possui maior participação no potencial poluidor se refere ao bário proveniente da produção do diesel que é consumido pelo trator nesta etapa de trato cultural.

Já no que se refere à biodigestão, percebe-se que em todos os cenários o impacto é positivo e isto ocorre em maior proporção devido à substituição do nitrogênio mineral pelo nitrogênio orgânico produzido. No entanto, para os Cenários II e III, o benefício da substituição do nitrogênio mineral pelo nitrogênio orgânico não é suficiente para compensar o impacto do bário na produção de diesel. Desta forma, tanto o Cenário II como o Cenário III são pouco atrativos sob a ótica ambiental de toxicidade humana já que são potenciais poluidores com 40,06 kg 1,4-DB eq/tonDS e 95,61 kg 1,4-DB eq/tonDS para os Cenários II e III, respectivamente, depois de compensado o benefício da etapa de

biodigestão/MCI. Enquanto o Cenário I e IV, apresentam potencial de toxicidade humana negativos, ou seja, benéficos, com $-4,65 \text{ kg 1,4-DBeq/tonDS}$ e $-3,20 \text{ kg 1,4-DBeq/tonDS}$.

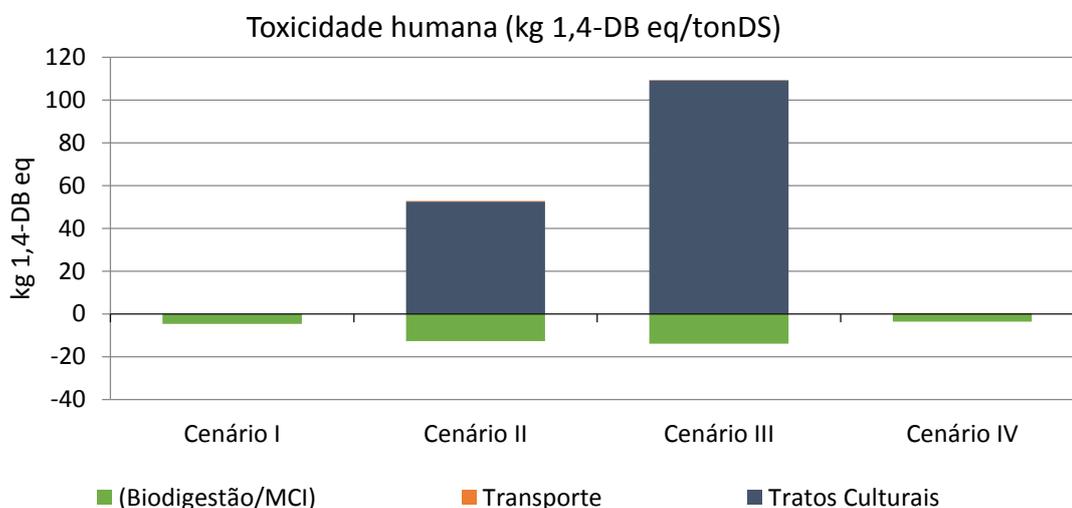


Figura 4.12 - Potencial de Toxicidade Humana.

4.4.5. Potencial de depleção da camada de ozônio

A camada de ozônio é uma camada natural da estratosfera que atua como um filtro impedindo a passagem de raios ultravioleta oriundos do sol. Os principais contribuintes para a destruição da camada de ozônio são os clorofluorcarbonetos (CFCs) que influenciam nas reações químicas de oxigênio. Os principais impactos na destruição da camada de ozônio são danos antrópicos como o câncer de pele e queimaduras e também danos ao meio ambiente. Pelo fato de que muitos CFCs já foram radicalmente reduzidos ou até mesmo proibidos os valores destes fatores são menores quando comparados às demais categorias.

Como se percebe através da Figura 4.13, o potencial de depleção da camada de ozônio é maior para o Cenário II com relação aos tratos culturais.

No Cenário II e III, é possível perceber que há uma contribuição benéfica pelo trato cultural (14,93% - CII e 17,88% - CIII) dada basicamente pelo uso do nitrogênio como fertilizante orgânico em substituição ao nitrogênio como fertilizante inorgânico com o metano, como principal constituinte. Além disto, a substituição da eletricidade proveniente da rede é responsável pelo impacto benéfico na não destruição da camada de ozônio (85,08% - CII e 82,12% - CIII).

De todos os cenários aquele que é mais vantajoso sob a ótica ambiental foi o Cenário III. Isto ocorre pois, de todos os cenários é aquele que apresenta maior quantidade de nitrogênio disponível por tonelada de dejetos suínos como fertilizante orgânico na substituição com fertilizante mineral. Esta substituição ocorre tanto no trato cultural na aplicação do nitrogênio, como o nitrogênio a mais produzido no processo e que também pode ser utilizado como fertilizante orgânico substituindo o fertilizante mineral. A etapa de transporte se mostra insignificante para a depleção da camada de ozônio, uma vez que apresenta uma magnitude de ordem de grandeza de 10^5 com relação à etapa de tratamentos culturais e à de biodigestão propriamente dita.

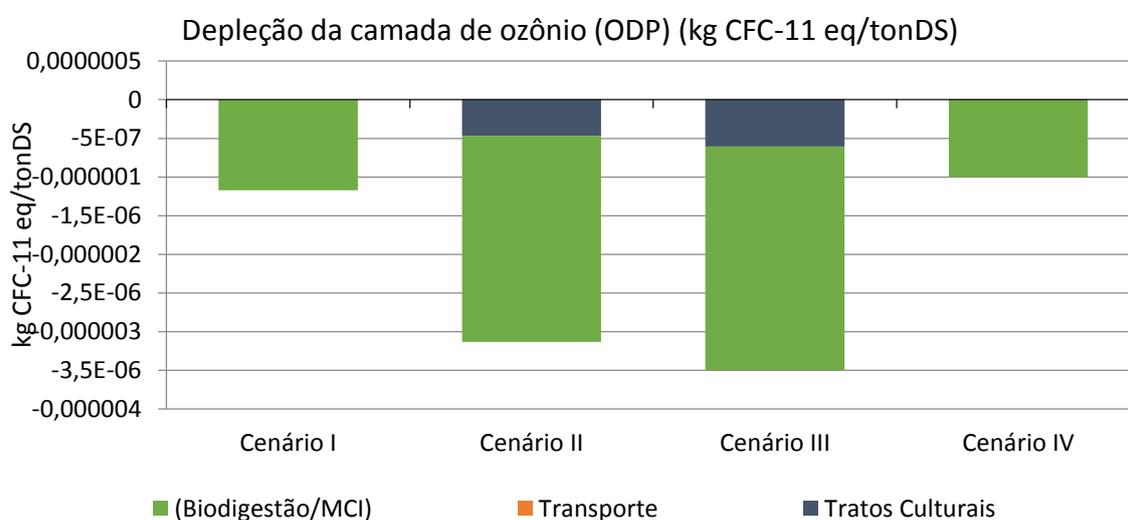


Figura 4.13 - Potencial de Depleção da Camada de Ozônio.

4.4.6. Potencial de oxidação fotoquímica

Esta categoria está associada à qualidade do ar através da reação em que óxidos de nitrogênio (NO_x) e compostos orgânicos voláteis (VOC_s) reagem produzindo oxidantes que causam a névoa fotoquímica ou smog sob ação de raios UV (ultravioleta). Apesar de ser expresso em função do etano também está associado à formação de ozônio a nível do solo. As principais consequências estão nos danos à saúde humana e em outros seres vivos e até mesmo em materiais.

Como observado na Figura 4.14, os valores mais elevados de oxidação fotoquímica são para os tratamentos culturais do Cenário II e III. No Cenário III, depois de

descontado o benefício do uso da biodigestão, tem-se que no total há um impacto positivo com potencial poluidor a partir do Cenário III com o uso da silagem de milho.

O impacto positivo representativo do Cenário III ocorre por meio do trato cultural, sendo que 44% é relativo à emissão de diesel no trator com o monóxido de carbono e 56% na própria produção do diesel com monóxido de carbono em maior quantidade e depois com monóxido e dióxido de enxofre e isopropano, entre outras substâncias. O benefício da biodigestão se dá principalmente pela substituição da eletricidade, cujas substâncias mais poluidoras são metano, monóxido de carbono, dióxido de carbono e tolueno para a matriz elétrica brasileira e para o potencial de oxidação fotoquímica. Outro benefício da biodigestão é através da substituição do nitrogênio e também do fósforo.

Dentre os cenários, aquele que apresenta maior benefício ambiental quanto à oxidação fotoquímica é o Cenário II, que apesar do dano com respeito ao trato, o benefício com a substituição da eletricidade e também com o nitrogênio disponível para uso como fertilizante orgânico faz com que o sistema seja o mais vantajoso sob a ótica ambiental desta categoria de impacto.

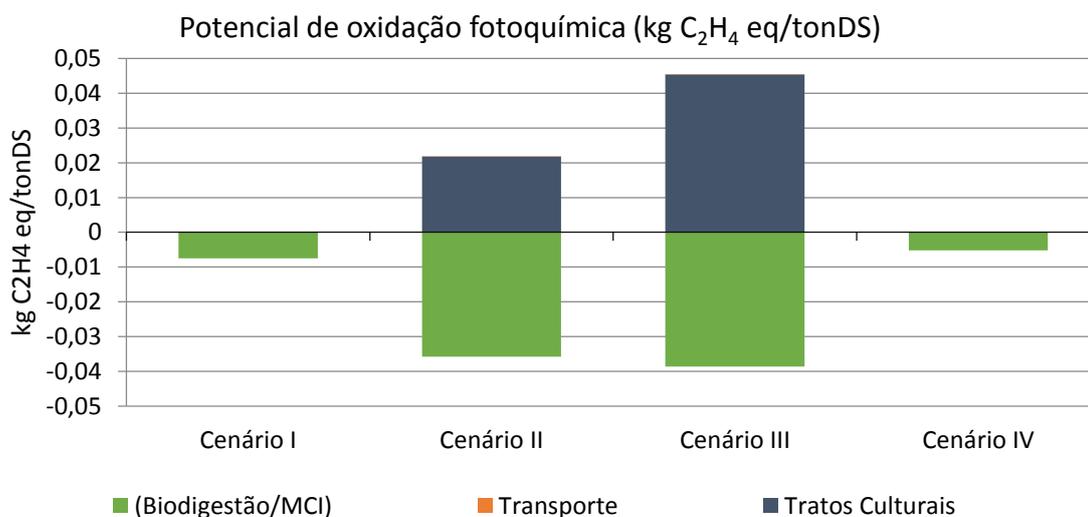


Figura 4.14 - Potencial de Oxidação Fotoquímica.

4.4.7. Potencial de depleção abiótica (combustíveis fósseis)

Esta categoria está vinculada ao consumo e redução dos recursos naturais fósseis extraídos na natureza. Os aspectos mais relevantes tratam da redução das reservas e as principais substâncias que se relacionam com esta categoria são: carvão mineral, gás natural e petróleo bruto.

De acordo com a análise apresentada na Figura 4.15, os resultados mais expressivos de potencial poluidor foram para os tratos culturais do Cenário III e Cenário II, do maior para o menor, respectivamente. Isto ocorre basicamente pelo consumo de diesel no trator, já que a quase totalidade do diesel é proveniente do petróleo bruto.

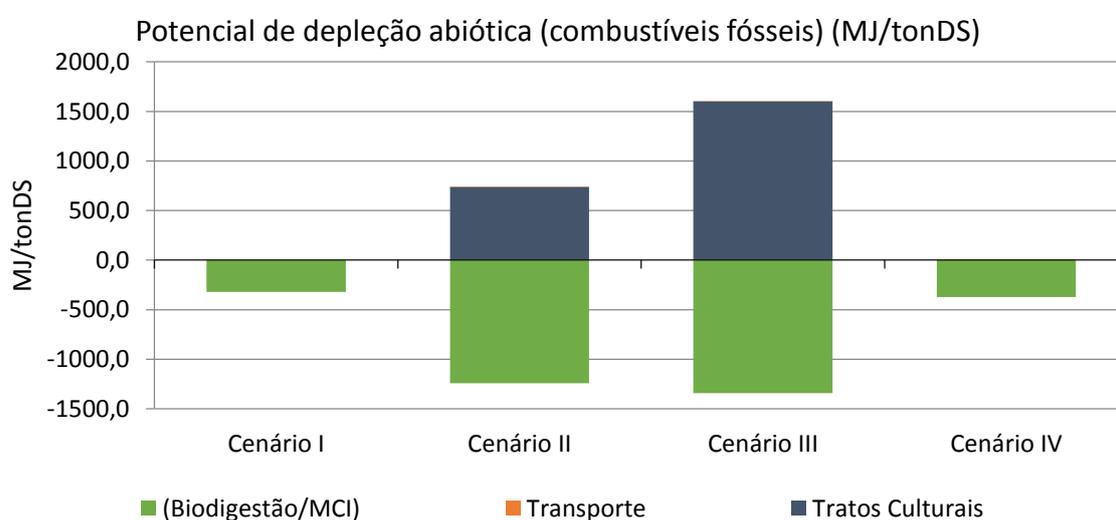


Figura 4.15 - Potencial de Depleção Abiótica

O benefício ambiental, por sua vez, ocorre majoritariamente devido à substituição do nitrogênio mineral pelo nitrogênio orgânico e também pela eletricidade produzida a partir do biogás ao invés daquela consumida da rede (proveniente do mix de eletricidade nacional). Através do Cenário II pode-se perceber que aproximadamente 44,68% do benefício ambiental é proveniente da substituição do nitrogênio e aproximadamente 55,32% é proveniente da substituição da eletricidade.

De todos os cenários, o Cenário III foi o único em que o benefício ambiental pela substituição do nitrogênio, do propano e da eletricidade não foram suficientes para compensar o impacto ambiental causado pelo consumo de diesel no Trato Cultural III, que consiste no preparo do solo, cultivo, colheita e ensilagem através do trator. Com isto, percebe-se sob a ótica ambiental do consumo de combustíveis fósseis que o Cenário III é

aquele que possui maior impacto ambiental e, portanto, mais prejudicial nesta categoria de impacto.

4.4.8. Comparação geral entre os cenários

Os resultados da ACV são apresentados na Figura 4.16, como o total de cargas ambientais ao longo de toda a vida útil do projeto. São apresentadas as 7 categorias de impacto desse estudo, são elas: Potencial de Aquecimento Global, Potencial de Acidificação, Potencial de Eutrofização, Potencial de Toxicidade Humana, Potencial de Depleção da Camada de Ozônio, Potencial de Oxidação Fotoquímica e Potenciação de Depleção Abiótica de combustíveis fósseis.

Estes resultados são comparados sob uma ótica relativa, sendo que as categorias de impacto são avaliadas de acordo com o máximo potencial seja do ponto de vista benéfico ambientalmente (até 100%) ou maléfico ambientalmente (até -100%).

Como se percebe, não existe um cenário que apresentasse melhores resultados em todas as categorias de impacto, sendo que, a depender da categoria, do elemento poluidor e da quantidade emitida avalia-se seu impacto poluidor. Pode-se inferir no entanto, que, o Cenário II apresentou de forma comparativa, os melhores resultados para as categorias de impacto: Potencial de Aquecimento Global, Acidificação, Eutrofização e Oxidação Fotoquímica. Já o Cenário III para a categoria de Depleção da Camada de Ozônio e o Cenário IV para a Depleção Abiótica (Combustíveis Fósseis) e Toxicidade Humana.

Isto ocorre em grande parte, pelo fato de que, apesar de que a produção de eletricidade do Cenário II e III, sejam próximas, a quantidade de diesel consumido para o trato cultural do milho é superior ao do capim-elefante. Desta forma, o fato do Cenário III apresentar a mais elevada produção de eletricidade, isto não a torna a mais viável sob a ótica ambiental. O Cenário II, apesar de possuir um alto impacto poluidor referentes aos tratamentos culturais comparativamente ao Cenário I e IV em grande parte das categorias de impacto, o nitrogênio disponível que entra como produto evitado e a eletricidade substituída da rede faz com que o mesmo alcance níveis ambientais favoráveis e inclusive superiores àqueles que não possuem as etapas dos tratamentos culturais, como é o caso dos Cenários I e IV.

Comparação geral dos Resultados (%)

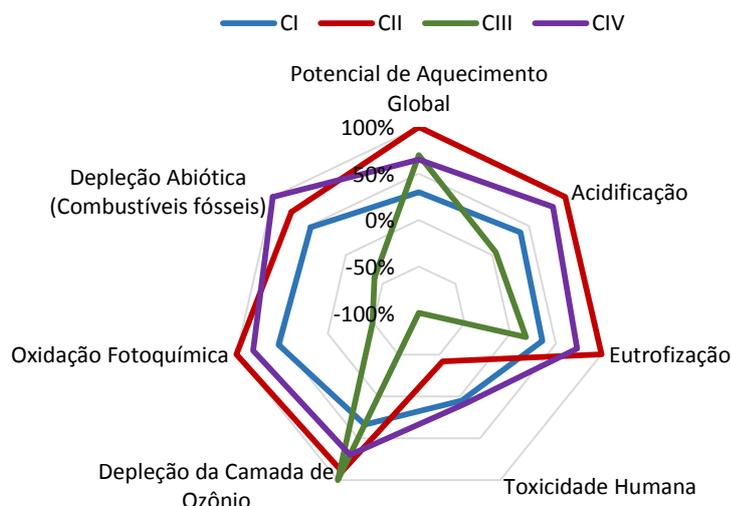


Figura 4.16 - Comparação geral dos Resultados (%)

Com respeito ao Potencial de Aquecimento Global, observa-se que os valores benéficos mais expressivos se originam do Cenário II e isto ocorre pela substituição da eletricidade consumida proveniente da matriz energética elétrica brasileira pela energia proveniente do biogás e também pela substituição do nitrogênio mineral pelo orgânico.

Com relação ao Potencial de Acidificação os tratos culturais foram aqueles que apresentaram maior potencial poluidor devido aos óxidos de nitrogênio emitidos ao ar na queima do diesel pelo trator e também na própria produção do diesel. Já a eletricidade substituída da rede provoca um benefício ambiental, quando reduz as emissões de óxidos de nitrogênio e monóxido de enxofre causados na produção de eletricidade na matriz energética brasileira.

Para o Potencial de Eutrofização, os maiores impactos também ocorrem devido aos tratos culturais com a emissão de óxidos de nitrogênio ao ar com a queima de diesel no trator. Já os benefícios ambientais ocorrem principalmente pela substituição da produção do nitrogênio mineral e também pelos óxidos de nitrogênio evitados ao substituir a origem da eletricidade.

No que concerne ao Potencial de Toxicidade Humana, o maior potencial poluidor está presente na produção de diesel em que há a liberação de bário e o benefício ambiental se dá principalmente pela substituição do nitrogênio inorgânico pelo nitrogênio produzido a partir da biodigestão.

No tocante à Depleção da Camada de Ozônio os herbicidas são os causadores do maior impacto poluidor nos tratos culturais e o benefício ambiental se dá pela substituição da eletricidade proveniente da rede e também pela produção de nitrogênio orgânico evitando assim a produção de nitrogênio mineral.

Em referência ao Potencial de Oxidação Fotoquímica o que causa maior impacto poluidor ocorre nos Cenários II e III com a emissão de monóxido de carbono com a queima de diesel no trator e também com a emissão de monóxido de carbono, dióxido e monóxido de enxofre e outras substâncias com a própria produção do diesel. Já o benefício se dá com a substituição da eletricidade da rede, do nitrogênio inorgânico, do fósforo inorgânico e também do gás liquefeito de petróleo substituído.

No tocante ao Potencial de Depleção Abiótica de combustíveis fósseis o maior poluidor é representado nos tratos culturais pelo consumo de diesel no trator, já que praticamente todo o diesel produzido é originário do petróleo bruto. Já o benefício ambiental se dá principalmente pela substituição do nitrogênio mineral pelo nitrogênio orgânico (participação no petróleo bruto, gás natural e carvão) e também pela substituição da eletricidade da rede.

Outro modo de comparar os diferentes cenários, é também pelo gráfico normalizado gerado pelo programa, em que nele é possível perceber e comparar não somente distintos cenários, mas também diferentes categorias de impacto. Nele é possível perceber através de uma unidade única, o impacto que tem as categorias de impacto para cada cenário, como apresentado na Figura 4.17.

A partir da figura é possível perceber que as categorias que apresentam maior benefício ou impacto para os cenários estudados foram nessa ordem, o potencial de aquecimento global, o potencial de acidificação, o potencial de depleção abiótica (combustíveis fósseis), a toxicidade humana, o potencial de eutrofização, o potencial de oxidação fotoquímica e por fim o potencial de depleção da camada de ozônio. De todas as categorias aquela que apresenta maior impacto poluidor é a toxicidade humana, principalmente para o Cenário III, que utiliza a codigestão com os dejetos suínos em conjunto com a silagem de milho.

Como se percebe também, apesar do cenário base não possuir em nenhuma categoria de impacto, potencial poluidor, em quase todos os cenários, excluindo o potencial de toxicidade humana, ele é superado por outros cenários que apresentam maiores benefícios.

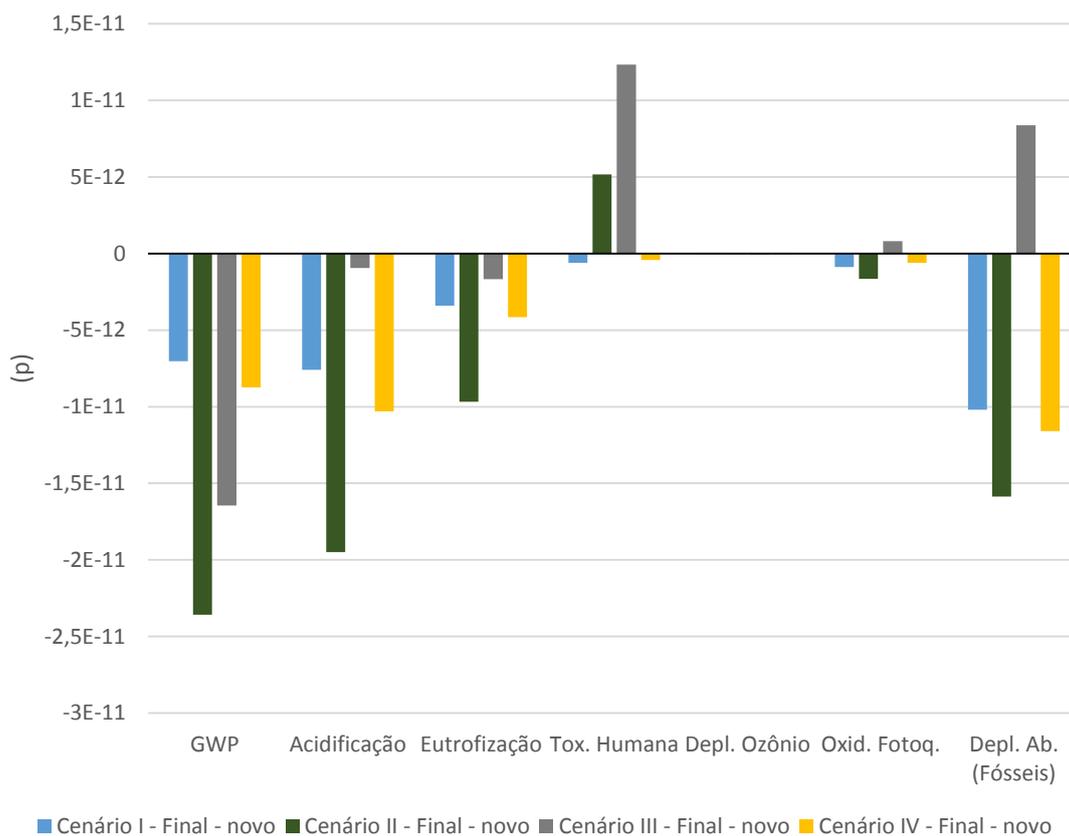


Figura 4.17 - Categorias de Impacto normalizadas por cenário.

Desta maneira, foi avaliado um sistema de produção de biogás utilizando a codigestão com culturas energéticas em conjunto com esterco de porco e percebeu-se que os impactos ambientais mais importantes estão relacionados com o sistema agrícola, derivado do uso de combustíveis fósseis e fertilizantes minerais e não com o sistema de biogás em síntese (HARTMANN, 2006). Em outro estudo análises das emissões do ciclo de vida de diferentes sistemas de biogás foram feitas e observou-se que o impacto ambiental dos sistemas de biogás dependem em grande parte da matéria-prima, da eficiência da cadeia de produção do biogás, da perda de metano e do desenvolvimento da tecnologia da conversão do biogás em eletricidade (BERGLUND; BÖRJESSON, 2006; BORJESSON; BERGLUND, 2007).

4.5. Análise Econômica

Foi realizada uma análise da viabilidade econômica para cada cenário a partir de indicadores econômicos como Valor Presente Líquido (VPL), Taxa Interna de Retorno (TIR), Tempo de Retorno de Capital descontado e não descontado (TRC) e o Fluxo de Caixa Descontado.

A eletricidade produzida é utilizada para suprir as necessidades energéticas da própria instalação e a energia excedente, deve entrar no sistema de compensação de energia elétrica, como previamente detalhado. Com isto, para o cálculo econômico, toma-se para quantificar o valor econômico de eletricidade gerada, o valor que a propriedade pagaria à concessionária pela energia consumida e não como se a propriedade estivesse vendendo sua energia à concessionária. No último caso, tomar-se-ia na precificação energética, os últimos leilões de energia para a fonte geradora.

Para o Cenário base composto apenas pela decomposição da matéria-prima de dejetos suínos, considerou-se que o dejetos estivesse próximo à unidade digestora e que, portanto, não seriam considerados custos de transportes. Os investimentos iniciais e despesas anuais estão presentes em todos os cenários, com seus devidos fatores de escalas ajustados com relação à potência demandada. Os custos fixos e as despesas anuais estão presentes na Tabela 3.16 e na Tabela 3.17, respectivamente.

Considerando o investimento inicial e os custos anuais que conformam as saídas e avaliando as receitas que entram anualmente devido ao uso de créditos energéticos por meio do sistema de compensação de energia, calcula-se o VPL, TIR, TRC não descontado e descontado e o fluxo de caixa descontado anualmente.

Para o Cenário base (Cenário I), foi obtido o balanço econômico apresentado na Tabela 4.5

Tabela 4.5 - Resumo do balanço Econômico do Cenário base (Cenário I) (Dejeto Suíno).

Parâmetro	Valor
Investimento Inicial (R\$)	3.450.701
Despesas anuais (R\$)	405.051
Receitas anuais pela venda de eletricidade (R\$)	1.168.502
VPL (R\$)	3.277.124
TIR (%)	21,69
TRC descontado (anos)	6,2

Avaliando as entradas e saídas e considerando o investimento inicial, além da taxa de juros é possível construir o Fluxo de Caixa Descontado do Cenário em questão. O Fluxo de Caixa Descontado permite melhor visualização principalmente no que diz respeito a vida útil do projeto e do instante em que de fato o projeto passa a gerar lucro, conforme Figura 4.18.

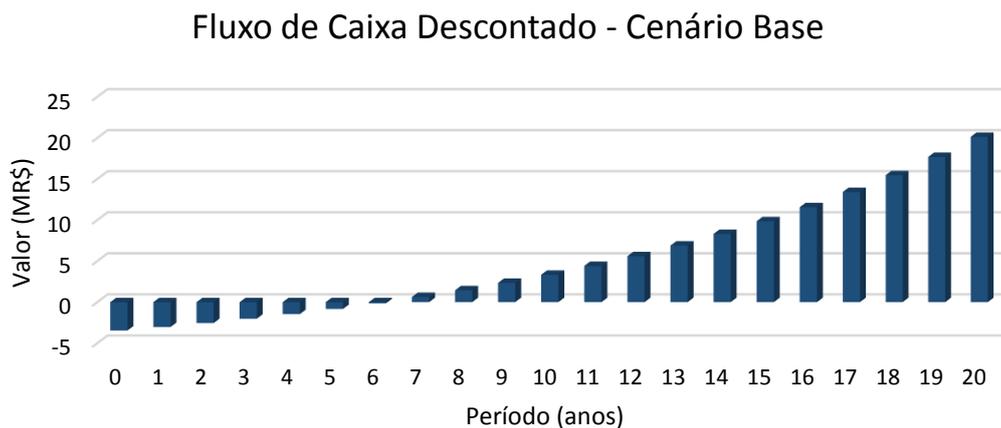


Figura 4.18 - Fluxo de Caixa descontado do Cenário Base (dejeito suíno)

Para o Cenário II e Cenário III, conformado pela codigestão ente o dejeito suíno e a silagem de capim-elefante e milho, respectivamente, dentro das despesas anuais, diferentemente do Cenário base deve estar contabilizado os custos com o processo de ensilagem, preparação do solo, sementes, colheita, plantio, arrendamento e transporte.

Para o transporte foram avaliados três tipos, como destacado na Tabela 3.4, no que diz respeito aos parâmetros de transporte de biomassa agrícola. Com isto, elabora-se a Tabela 4.6 em que são descritos os custos fixos e mensais de cada tipo de transporte de biomassa, para cada cenário.

Tabela 4.6 - Custos relativos ao tipo de transporte de biomassa

Parâmetro	Cenário II	Cenário III
Necessidade de co-substrato diário (ton)	119	142,8
Distância percorrida mensal (ida e volta) [km]	1.027,5	1.242,0
Romeu e Julieta		
Custo fixo mensal (R\$)	15.788,00	15.788,00
Nº de viagens por dia	5	6
Custo variável diário (R\$) [R\$ 1/km]	34,25	41,4
Custo de transporte anual (R\$)	201.786,00	204.360,00
Treminhão		
Custo fixo mensal	22.896,00	22.896,00
Nº de viagens por dia	3	4
Custo variável diário (R\$) [R\$ 1,2/km]	24,66	33,12
Custo de transporte anual (R\$)	283.629,60	286.675,20
Rodotrem		
Custo fixo mensal (R\$)	34.840,00	34.840,00
Nº de viagens por dia	2	3
Custo variável diário (R\$) [R\$ 1,68/km]	23,02	34,78
Custo de transporte anual (R\$)	426.365,76	430.599,36

Analisando os dados obtidos é possível perceber que o tipo de transporte Romeu e Julieta é o mais adequado para as condições de transporte de biomassa e, portanto, para ambos os cenários foi este o tipo de transporte escolhido. Para pequenas distâncias, este transporte é o mais adequado e o mais vantajoso, do ponto de vista econômico.

O custo de transporte, no entanto, não é o principal e mais relevante, pois, comparado com o custo de preparação do solo, colheita, plantio e trato, o custo do transporte não corresponde nem ao menos a 5% do custo anual com o co-substrato. Conforme a Tabela 3.18, pode-se calcular o custo anual com o co-substrato, excluindo o custo de transporte que para o Cenário II é de R\$ 4.307.068, enquanto para o Cenário III o custo é de R\$ 8.299.407,87.

Para o Cenário II, foi obtido o balanço econômico apresentado na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 - Resumo do balanço Econômico do Cenário II (Dejeto Suíno + Silagem de Capim-Elefante).

Parâmetro	Valor
Investimento Inicial (R\$)	13.330.865
Despesas anuais (R\$)	5.389.896
Receitas anuais pela venda de eletricidade (R\$)	8.239.758
VPL (R\$)	11.783.205
TIR (%)	20,9
TRC descontado (anos)	6,5

Avaliando as entradas e saídas e considerando o investimento inicial e a taxa de juros é possível construir o Fluxo de Caixa Descontado do Cenário II em questão. O Fluxo de Caixa Descontado permite melhor visualização principalmente no que diz respeito a vida útil do projeto e do instante em que de fato o projeto passa a gerar lucro, conforme Figura 4.19.

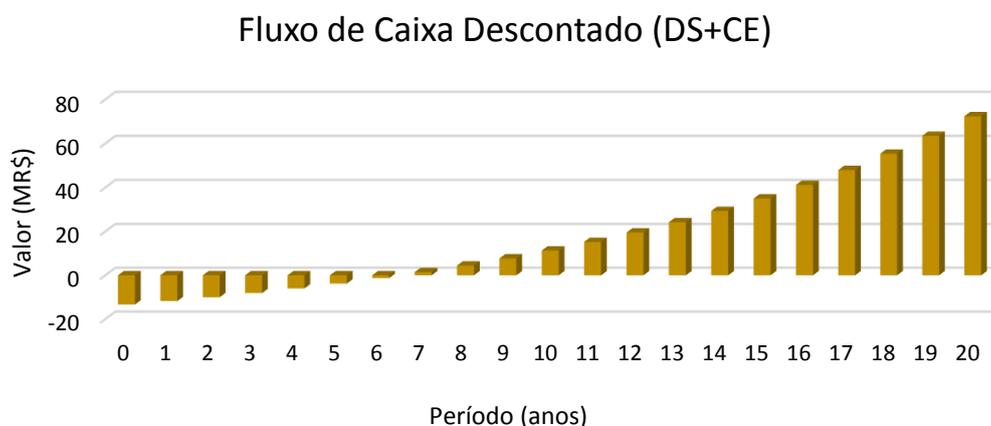


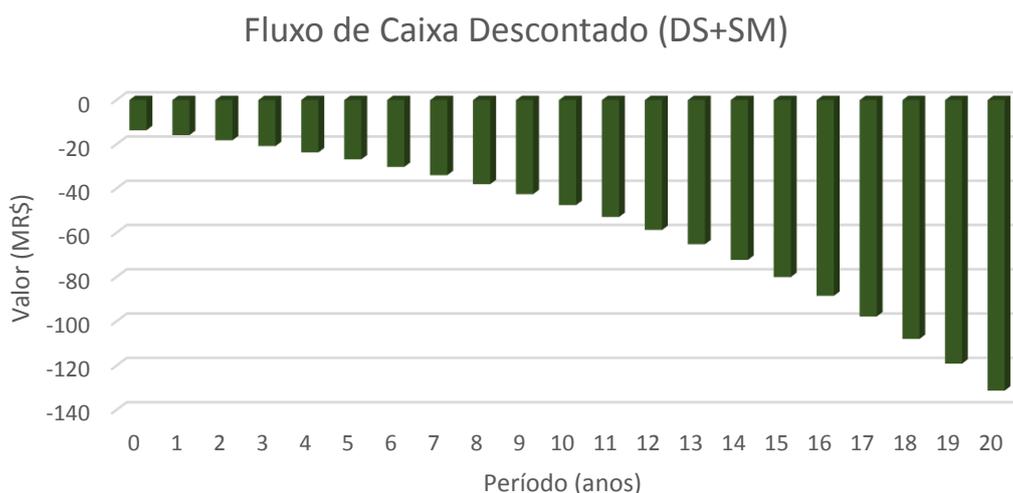
Figura 4.19 - Fluxo de Caixa descontado do Cenário II (Dejeto Suíno + Silagem de Capim-Elefante)

Para o Cenário III que conforma o dejeto suíno como substrato base e a silagem de milho como co-substrato, realizou-se os cálculos dos indicadores econômicos e obtém-se o balanço econômico apresentado na Tabela 4.8.

Tabela 4.8 - Resumo do balanço Econômico do Cenário III (Dejeto Suíno + Silagem de Milho).

Parâmetro	Valor
Investimento Inicial	13.636.564
Despesas anuais	9.398.624
Receitas anuais pela venda de eletricidade	8.521.482
VPL	-21.366.274
TIR	-
TRC descontado	-

Analisando as entradas, investimento inicial, saídas e a taxa de juros do Cenário III, constrói-se o fluxo de caixa descontado anual. Nele é possível visualizar que não há um momento em que o valor líquido resultante das entradas subtraídas das saídas, se torna positivo dentro da vida útil do empreendimento (20 anos), conforme Figura 4.20.

**Figura 4.20 - Fluxo de Caixa descontado do Cenário III (Dejeto Suíno + Silagem de Milho)**

Como pode-se perceber, apesar da pequena diferença diária na produção de energia elétrica, que é fundamental para o retorno do projeto, o fato do custo do substrato anual para a produção da silagem de milho ser superior e ademais, ser requerido uma quantidade de co-substrato diário de silagem de milho maior do que da silagem de capim elefante faz com que o custo do co-substrato anual seja quase duas vezes superior com relação à silagem de capim. Desta forma, o impacto na atratividade do projeto é alta, fazendo com que o Cenário III deixe de ser economicamente viável para as condições de projeto assumidas. Em ambos cenários, o biofertilizante produzido é suficiente para evitar

os custos com o custo anual de fertilização do solo, como já destacado e discutido anteriormente.

Para o cenário IV composto pelo dejetos suíno e o carvão vegetal considerou um aumento na produção de biogás de 25%. Assim, analisando o custo de investimento inicial, as entradas e receitas anuais e a taxa de juros prevê-se que o investimento a partir apenas das receitas com a venda de energia a partir do sistema de compensação de energia não obterá viabilidade econômica. Desta maneira é apresentado na Tabela 4.9, o balanço econômico do cenário com o aditivo carvão vegetal considerando a vida útil do empreendimento de 20 anos. Como o investimento não possui atratividade econômica, tem-se que a TIR e TRC descontado são inexistentes.

Tabela 4.9 - Resumo do balanço Econômico do Cenário IV (Dejeto Suíno + Carvão Vegetal).

Parâmetro	Valor
Investimento Inicial	5.543.891
Despesas anuais	1.972.438
Receitas anuais pela “venda” de eletricidade	2.280.033
VPL	-2.833.239
TIR	-
TRC descontado	-

O fluxo de caixa descontado é apresentado na Figura 4.21.



Figura 4.21 - Fluxo de Caixa descontado do Cenário IV (Dejeto Suíno + Carvão vegetal)

Isto ocorre basicamente devido ao custo do carvão vegetal que faz com que o projeto perca sua viabilidade financeira. Assim é necessário buscar formas de reduzir os

custos com a produção de carvão vegetal, com o fim de tornar mais viável projetos de codigestão utilizando como aditivo o carvão vegetal.

4.6. Análise de Sensibilidade

Na Figura 4.22 são mostradas as análises de sensibilidades do fluxo de caixa em função de diferentes fatores multiplicativos para o investimento inicial. Esta análise busca verificar o impacto de diferentes fatores de custo de equipamentos e tecnologias, quando os equipamentos são mais caros do que esperados, ou quando é necessário buscar por outros que atendam às especificidades do projeto. Os fatores multiplicativos utilizados e analisados foram de 70%, 100% (unitário), 130% e 150%.

Apesar de um maior crescimento e disseminação do uso de tecnologias do biogás no Brasil, ainda são necessários esforços no sentido de fortalecer a indústria nacional brasileira no desenvolvimento de novas tecnologias para a produção de biogás em larga escala, seja por meio de sistemas com mono/co-digestão ou centralizados ou não. Desta maneira, percebe-se através da Figura 4.22, o impacto que a importação de tecnologias e equipamentos tem no fluxo de caixa e conseqüentemente na viabilidade de projetos como este.

Cabe destacar que as outras condições se mantiveram constantes, tais com a taxa de juros de 9,5%, custo da energia de 0,4590 R\$/kWh e custo de insumos de 0 R\$/ton.

Através da análise da Figura 4.22, percebe-se que para todos os cenários o tempo de retorno do capital investido é maior quando o fator multiplicativo que incide sobre as tecnologias e equipamentos importados é maior do que 1. O fator multiplicativo $\alpha = 1$, corresponde ao valor original do investimento inicial.

De acordo com a Figura 4.23 é possível perceber que o Cenário III e IV não são viáveis para nenhum fator multiplicativo, inclusive o unitário. O Cenário I e II por sua vez, não apresentam viabilidade apenas para $\alpha = 1,5$.

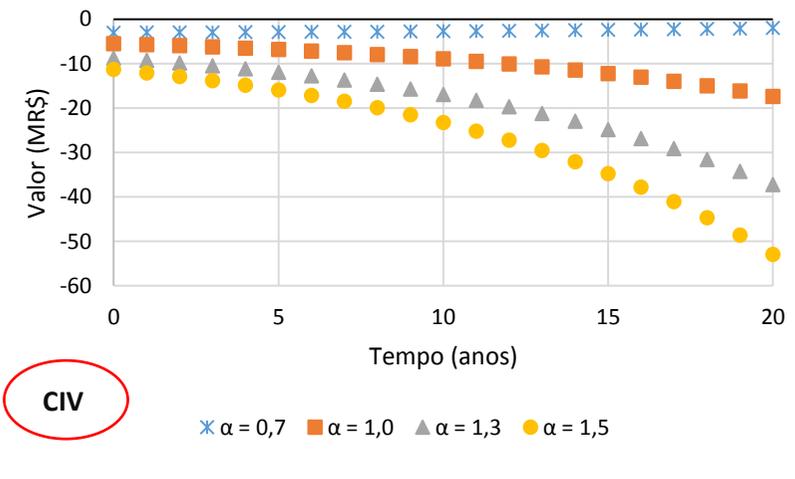
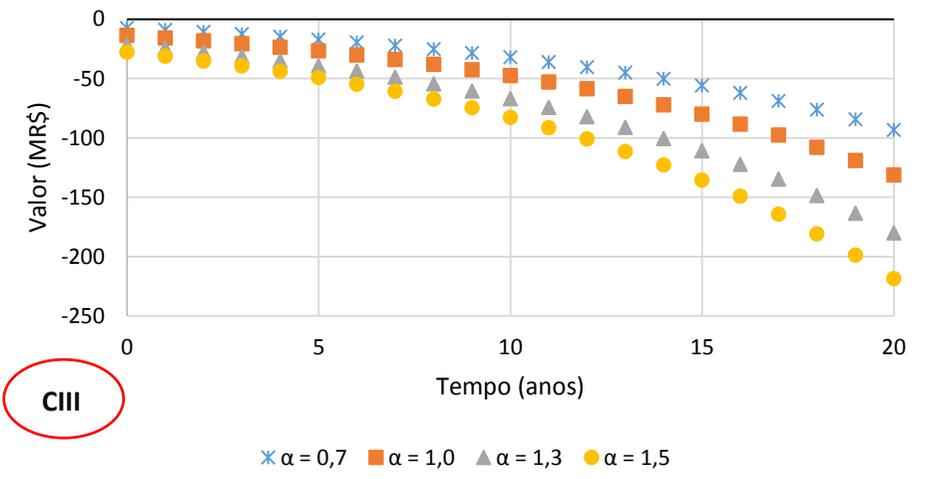
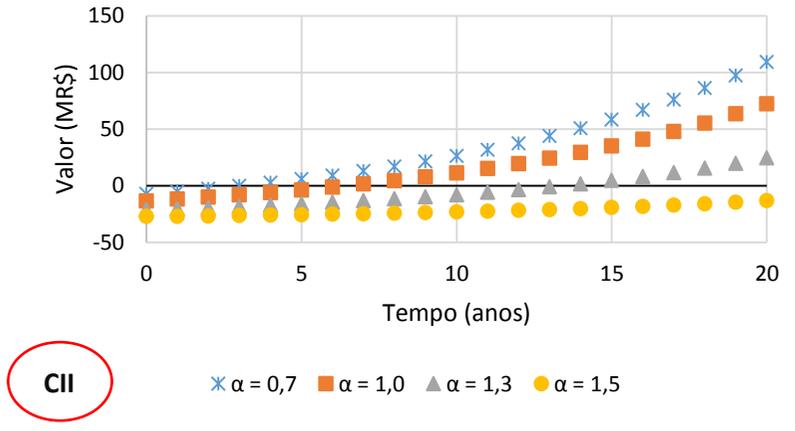
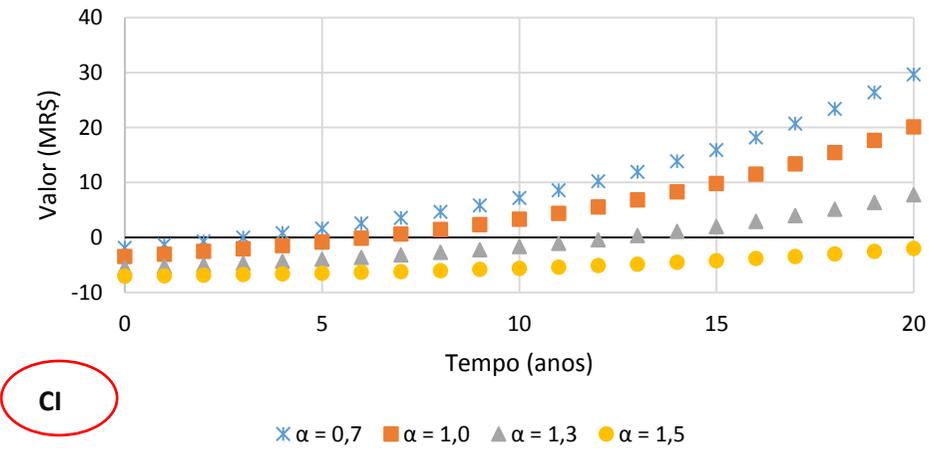


Figura 4.22 - Fluxos de Caixas Acumulados de diferentes cenários (Cenário I (CI), Cenário II (CII), Cenário III (CIII) e Cenário IV (CIV)) em função de diferentes fatores multiplicativos do investimento inicial.

Outra forma de visualizar é através dos indicadores econômicos: Valor Presente Líquido (VPL) e Taxa Interna de Retorno (TIR).

Como se observa na Figura 4.24, onde a TIR existe apenas para os Cenários I e II, para III e IV é inexistente por definição. Já que a TIR, representa a região onde o valor presente é nulo, o que não corre para os Cenários III e IV já mencionados. Com relação ao Cenário I e II, apesar, do primeiro apresentar menor VPL, possuir uma TIR levemente maior, o que mostra que o Cenário I alcançará viabilidade financeira mais rapidamente.

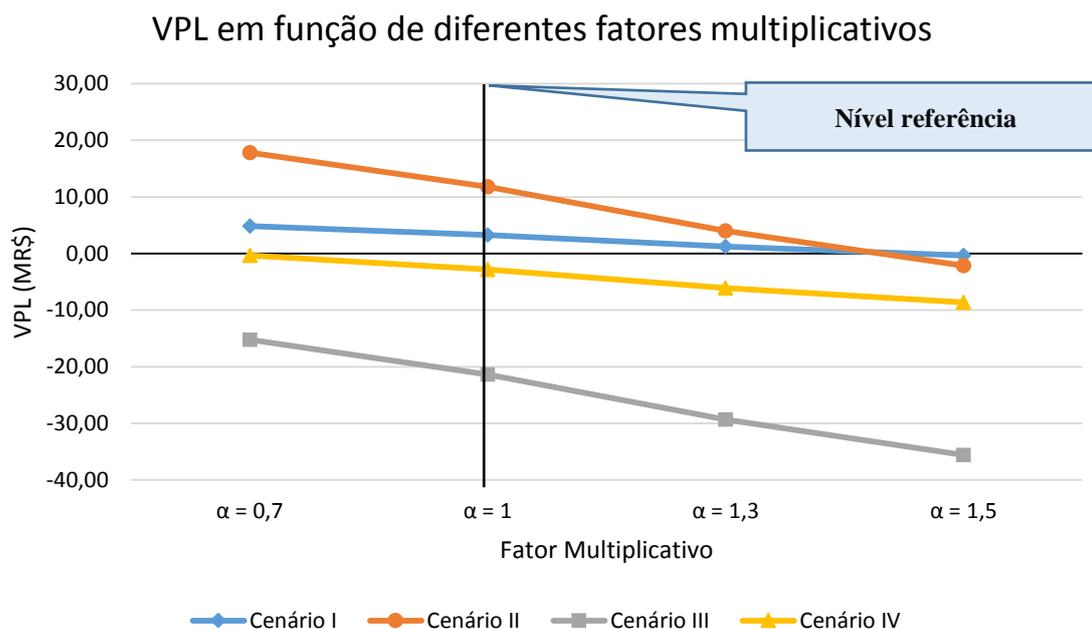


Figura 4.23 - Valor Presente Líquido em função de diferentes fatores multiplicativos

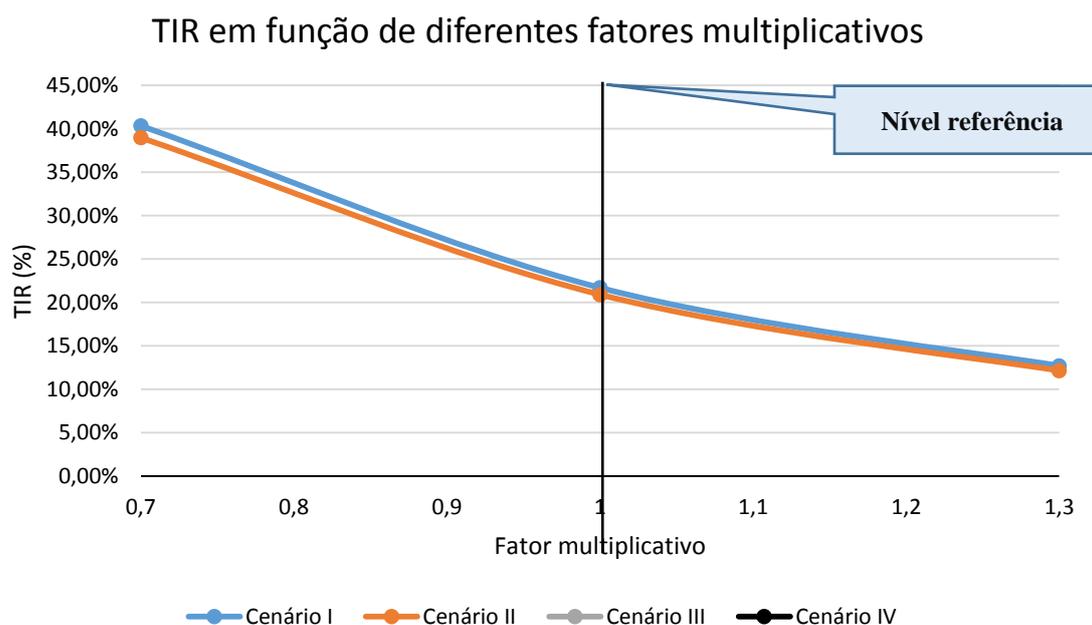


Figura 4.24 - Taxa Interna de Retorno em função de diferentes fatores multiplicativos

Na Figura 4.25, é mostrada as análises de sensibilidade do fluxo de caixa em função de diferentes taxas de juros. Esta análise visa estudar o impacto de diferentes taxas de juros na viabilidade financeira de projetos. As taxas de juros analisadas foram de 5, 9,5, 15, 20 e 25% a.a.

Cabe destacar que as outras variáveis foram mantidas constantes, como fator multiplicativo de investimento inicial unitário, custo da energia elétrica de 0,4590 R\$/kWh e custo de insumo de 0 R\$/ton.

No Cenário I percebe-se que até 12 anos a taxa de juros mais atrativa é de 5%, do 13º ao 17º ano a taxa de 10%, do 18º ao 20º ano a taxa de 15%. Não houve retorno do capital investido para a taxa de 25% a.a. Assim, considerando toda a vida útil do projeto para o Cenário I a taxa de 15% a.a. é mais atrativa. Isto ocorre, pois, como a taxa de juros é a mesma para entradas e saídas e considerando juros compostos, o crescimento não é linear.

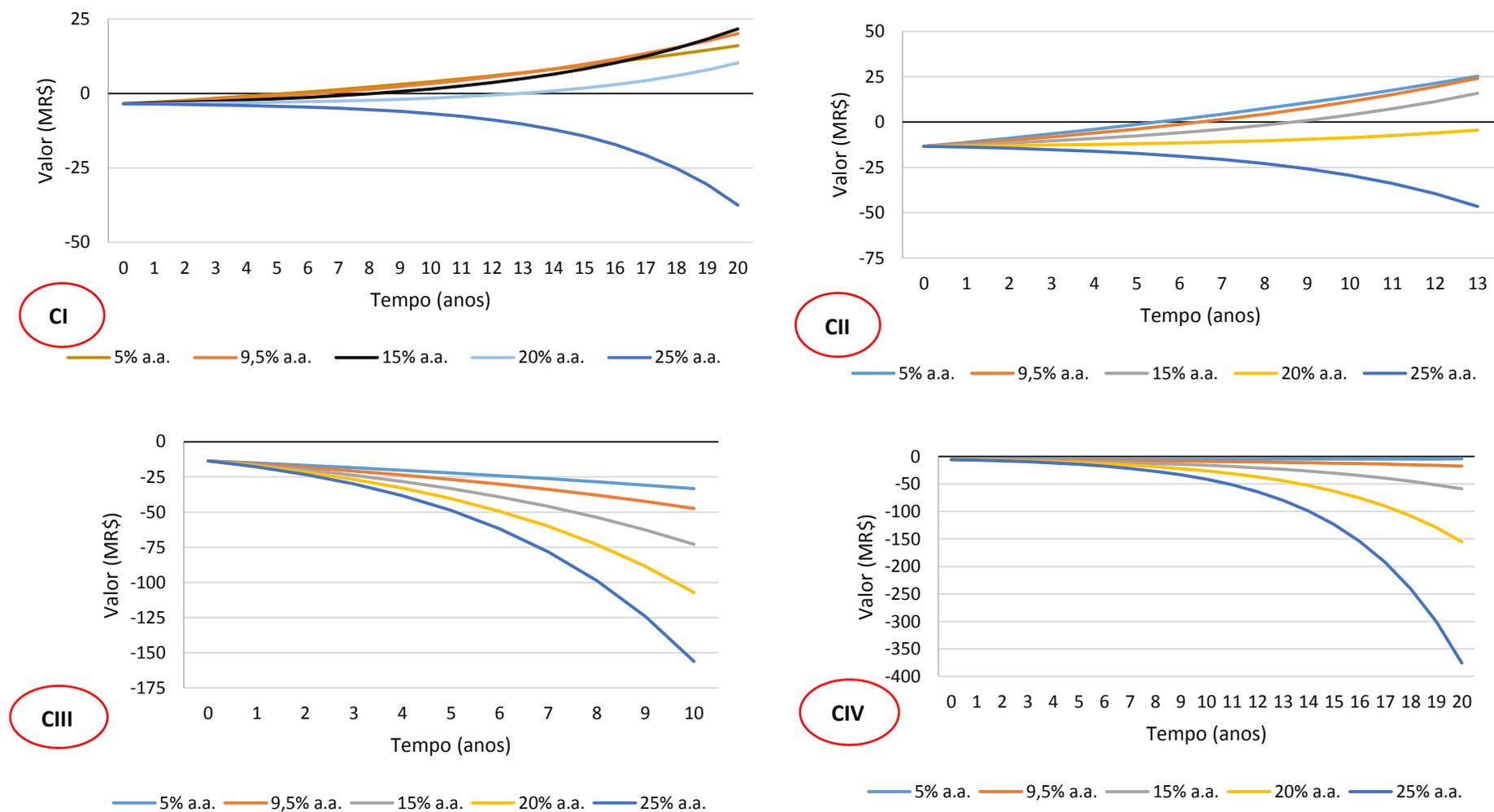


Figura 4.25 - Fluxos de Caixas de diferentes cenários (Cenário I (CI), Cenário II (CII), Cenário III (CIII) e Cenário IV (CIV)) em função de diferentes taxas de juros.

Além do fluxo de caixa, também é possível perceber a variação do Valor Presente Líquido em função das taxas de juros acima citadas, 5, 9,5, 15, 20 e 25%. Na Figura 4.26, pode-se observar que à medida que a taxa de juros aumenta, o Valor Presente Líquido dos projetos que apresentaram VPL positivo decresce. Assim, para a taxa de 25%, nenhum dos cenários estudados apresenta viabilidade financeira. De todos os cenários, aquele que apresenta melhor relação em função à taxa de juros, é o Cenário II que em todas as simulações apresenta VPL positivo, exceto para a taxa de 25%.

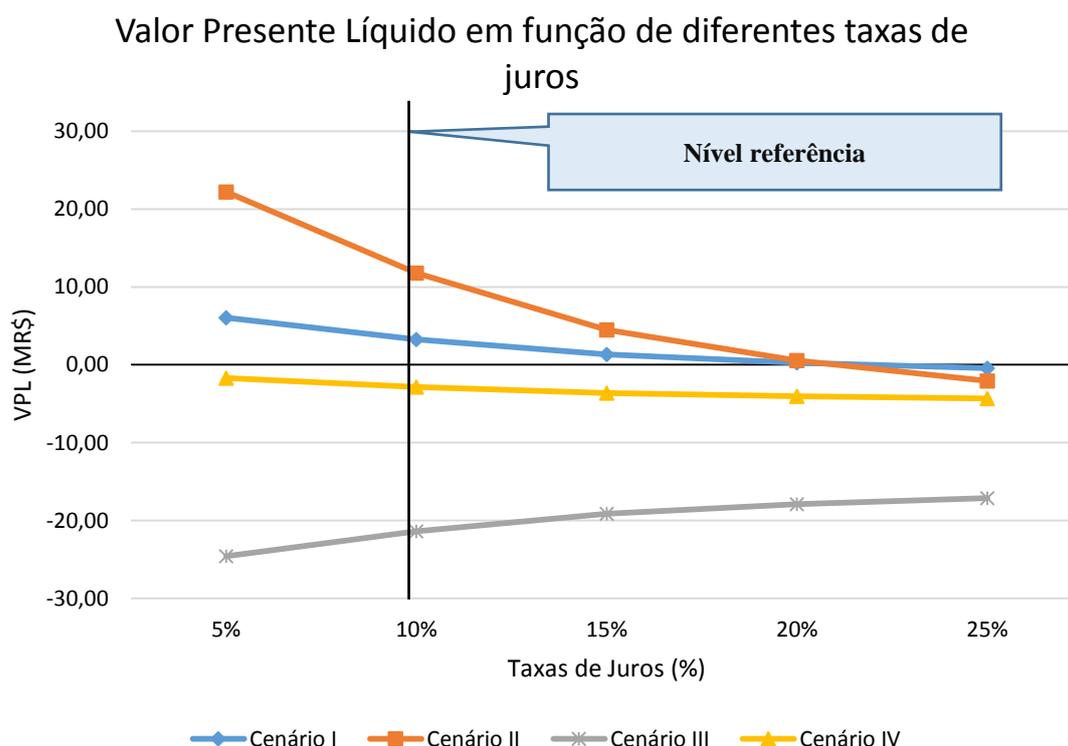


Figura 4.26 - Valor Presente Líquido em função de diferentes taxas de juros para cada cenário.

Na Figura 4.27 são apresentadas as análises de sensibilidade de fluxo de caixa em função de diferentes preços de energia, considerando a energia produzida pelo sistema e consumida pela unidade por meio do sistema de compensação de energia. Cabe destacar que foram tomados 4 preços distintos, sendo 0,2590 R\$/kWh, 0,3590 R\$/kWh, 0,4590 R\$/kWh e 0,5590 R\$/kWh.

Destacando que as outras variáveis foram mantidas constantes, como a fator multiplicativo de investimento inicial unitário, taxa de juros de 9,5% e custo de insumo de 0 R\$/ton.

A variação do custo da energia afeta diretamente a viabilidade financeira do projeto, e como pode-se perceber através dos gráficos e comparando os mesmos com as outras análises de sensibilidade percebe-se que este fator é predominante e é aquele que causa maior efeito na viabilidade do projeto. Este efeito se dá basicamente pelo fato de que a única entrada de caixa do projeto é por meio da “venda” de energia e em pequena percentagem por meio do biogás que é queimado no aquecimento de baias para o estágio de creche dos suínos. Desta forma, pequenas alterações no preço da mesma alteram significativamente no tempo esperado de retorno do capital investido.

Outra forma de visualização é através do Valor Presente Líquido e da Taxa Interna de Retorno. Como se observa na Figura 4.28, para diferentes tarifas de energia, percebe-se que a menor tarifa (0,259 R\$/kWh) não é viável para nenhum dos cenários, o que é possível perceber também através da Figura 4.29, onde são apresentadas as taxas internas de retorno em função de diferentes tarifas energéticas. Para a tarifa de 0,359R\$/kWh apenas o Cenário I é atrativo, para a de 0,459R\$/kWh é viável para os cenários I e II, e para a tarifa energética de 0,559R\$/kWh, apenas o Cenário III não é atrativo. Com relação ao cenário III, isto ocorre porque os custos anuais principalmente relativos aos de produção da silagem de milho superam as entradas anuais para estas tarifas e portanto, não há um instante em que o fluxo de caixa descontado acumulado se torna positivo, inviabilizando assim a construção do projeto.

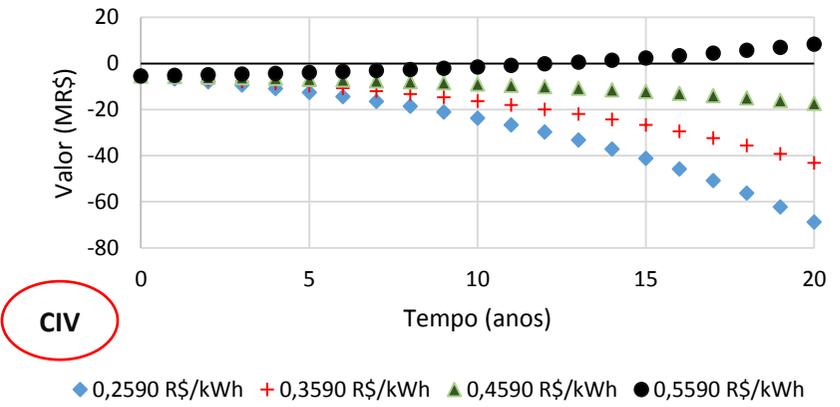
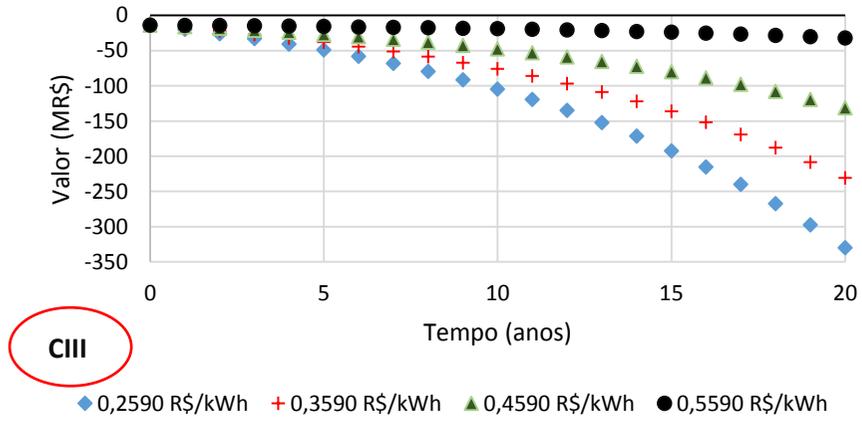
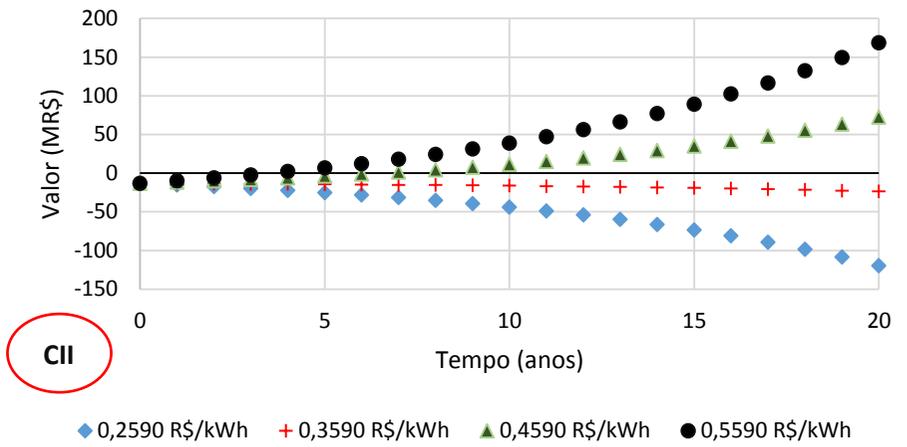
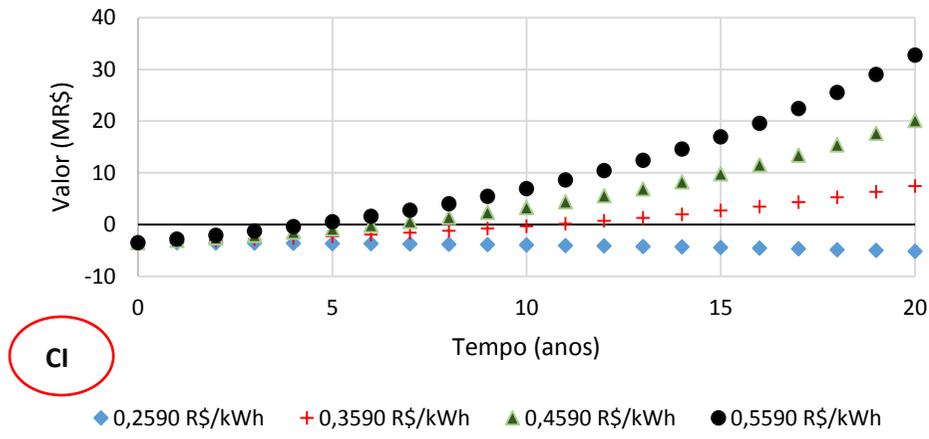


Figura 4.27 - Fluxos de Caixas de diferentes cenários (Cenário I (CI), Cenário II (CII), Cenário III (CIII) e Cenário IV (CIV)) em função de diferentes tarifas energéticas.

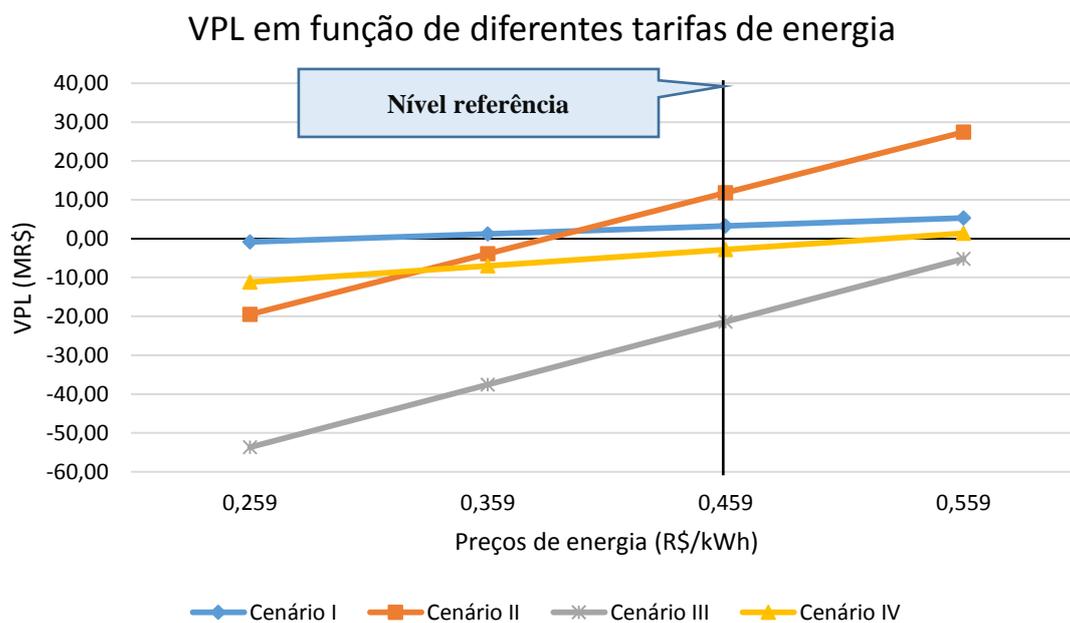


Figura 4.28 - Valor Presente Líquido em função de diferentes tarifas de energia.

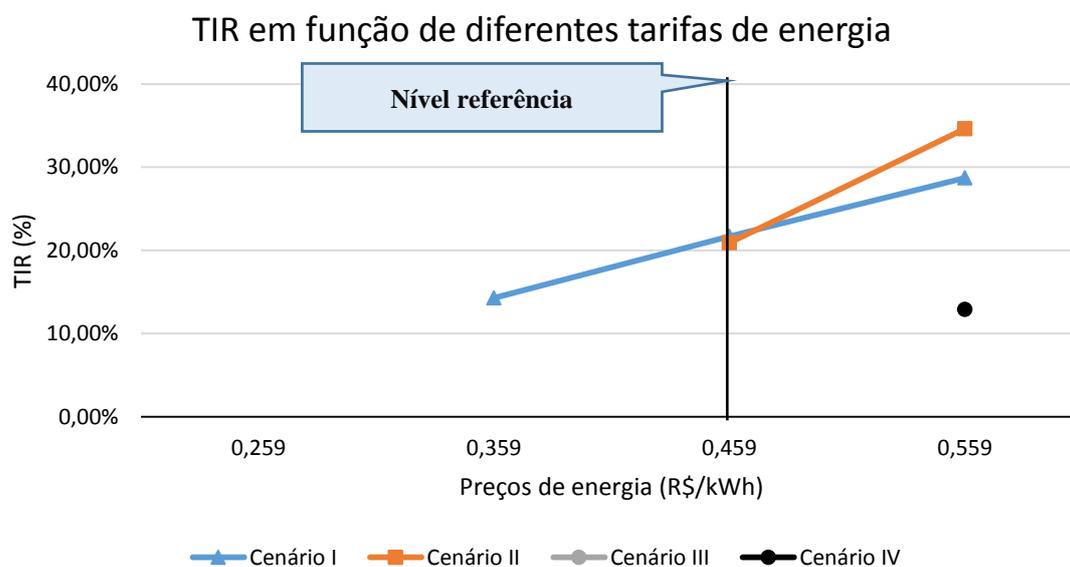


Figura 4.29 - Taxa Interna de Retorno em função de diferentes tarifas de energia.

Ao longo da análise financeira e ambiental foi considerado que os insumos ou fertilizantes inorgânicos seriam substituídos pelo fertilizante orgânico ou biofertilizante. Desta maneira, descartou-se o custo com relação aos insumos e como se percebe para o Cenário III que já não apresenta viabilidade econômica a partir das proposições

assumidas, adicionar o custo dos insumos não viabilizaria financeiramente o projeto e pelo contrário irá torna-lo ainda menos atrativo.

Cabe frisar que mantiveram constantes as outras variáveis, fator multiplicativo de investimento inicial unitário, taxa de juros de 15% e custo da tarifa energética de 0,4590 R\$/kWh.

A partir da análise de sensibilidade realizada percebe-se que o cenário ideal seria aquele constituído por um fator multiplicativo do custo do investimento inicial unitário, uma taxa de juros de 5% e o valor da tarifa energética de 0,5590 R\$/kWh.

Capítulo V

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1. Conclusões

Esta dissertação propôs dentro do estudo da codigestão, a utilização de dois co-substratos e um aditivo com o dejetos suíno (substrato base). Dentro dos co-substratos tem-se o uso da silagem de milho e a silagem de capim-elefante, e o aditivo estudado foi o carvão vegetal. Deste trabalho, deve-se primeiro destacar que:

- ✓ O Cenário Base descrito no trabalho é um cenário base melhorado que toma dados da Fazenda Referência de Oliveira – MG. Sendo assim, como parte dos dados foram tomados da Fazenda Referência e outros da literatura, não se deve tomar o Cenário Base como o cenário real da Fazenda Referência.
- ✓ A tarifa energética assumida neste trabalho é a tarifa que de fato paga hoje a fazenda Referência.
- ✓ Sobre o uso do digestato como biofertilizante, da literatura verificou-se que é possível, dependendo sempre da quantidade de nutrientes requeridos pelo solo, usá-lo como substituto parcial ou total. No entanto, análises de solo e do digestato são necessárias para que a proporção adequada seja adicionada, para não acarretar em um aumento da acidez do solo ou um empobrecimento de nutrientes (principalmente no conteúdo de N, P, K para os cultivos energéticos).

A partir das considerações feitas, cabe concluir que:

- ✓ A faixa ótima de carbono/nitrogênio (20/1 – 30/1) ocorre quando há de 22,9 a 55,6% em massa de silagem de capim-elefante quando se trata da codigestão suíno/capim-elefante e de 25,5 a 61,9% em massa de silagem de milho na codigestão suíno/silagem de milho.
- ✓ Já o ponto médio desta relação, considerada a ótima relação C/N, quando esta relação é de 25/1, tem-se 39,3% em massa de silagem de capim-elefante e 43,7% em massa de silagem de milho.

Sobre o Tempo de Retenção Hidráulica (TRH), percebeu-se a necessidade de que o biodigestor trabalhasse em temperatura diferente à temperatura ambiente, pois, caso isto não ocorresse o tempo de retenção hidráulica seria de aproximadamente 53 dias, inviabilizando o projeto devido ao tamanho ou quantidade de biodigestores necessários. Assim, optou-se por utilizar parte do calor de exaustão do grupo motogerador para destiná-lo ao aquecimento do próprio biodigestor, para que opere em temperatura mesofílica, reduzindo assim para 20 dias o TRH e reduzindo em mais da metade o volume necessário dos biodigestores.

Sob a ótica ambiental da Análise de Ciclo de Vida o resultado mostrou que o Cenário II foi aquele que apresentou melhores resultados na maior parte das categorias de impacto de modo comparativo aos outros cenários. O cenário II apresentou melhores resultados para o Potencial de Aquecimento Global, Acidificação, Eutrofização, e Oxidação Fotoquímica. O Cenário III, por sua vez, apresentou melhor resultado na categoria de impacto de Depleção da Camada de Ozônio e o Cenário IV para a Depleção Abiótica (Combustíveis Fósseis) e Toxicidade Humana. Sendo assim, não existe um único cenário que seja o mais atrativo sob a ótica ambiental, esta análise irá depender também de qual categoria de impacto se faz mais importante para o projeto em questão.

O Cenário II por consumir menos combustível diesel no trato cultural com o trator, leva consigo outros benefícios como por exemplo, menores quantidades de gases emitidos ao ar, bem como redução da quantidade de poluentes de toda a cadeia do diesel até chegar ao local de consumo.

A análise econômica mostrou que não todos cenários são economicamente viáveis para as condições de saída (investimento inicial e despesas anuais) e entrada (recursos pela “venda” de energia através do sistema de compensação de energia) e pela utilização do biogás ao invés do GLP no aquecimento de baias para os suínos em estágio inicial e considerando a taxa de juros de 9,5% a.a..

O transporte em todos os cenários não foi significativo comparativamente às outras etapas como o processo da biodigestão e conversão de eletricidade como dos tratamentos culturais do Cenário II e III.

O Cenário II foi aquele que apresentou maior rentabilidade com relação ao Valor Presente Líquido e o Cenário I apresentou maior TIR para as proposições assumidas. O Cenário I apresentou uma TIR de 21,69% e tempo de retorno descontado do capital investido (TRC) de 6,2 anos, enquanto que o Cenário II apresentou uma TIR de 21,14% e TRC de 6,5 anos.

A partir da análise de sensibilidade pode-se concluir que:

Para os fatores multiplicativos ($\alpha=0,7$, $\alpha=1,0$, $\alpha=1,3$ e $\alpha=1,5$) do investimento inicial:

- ✓ O Cenário I e II foram viáveis para $\alpha=0,7$, $\alpha=1,0$ e $\alpha=1,3$, já o cenário III e IV não apresentaram viabilidade para nenhum dos fatores mencionados.

Para taxa de juros (5%, 9,5%, 15%, 20% e 25%):

- ✓ Os cenários I e II apresentaram ser viáveis para todas as taxas de juros analisadas, exceto para a taxa de 25%. Os Cenários III e IV não apresentaram viabilidade para nenhuma das taxas acima analisadas.

No tocante à diferentes preços de energia (0,2590 R\$/kWh, 0,3590 R\$/kWh, 0,4590 R\$/kWh e 0,5590 R\$/kWh), verifica-se que:

- ✓ A tarifa de 0,2590 R\$/kWh não produz viabilidade para nenhum dos cenários;
- ✓ A tarifa de 0,3590 R\$/kWh apresenta viabilidade apenas para o Cenário I;
- ✓ A tarifa de 0,4590 R\$/kWh para os cenários I e II;
- ✓ A tarifa de 0,5590 R\$/kWh para os cenários I, II e IV.

A codigestão suíno-capim só foi viável ao considerar que na composição do custo do substrato, os insumos representam aproximadamente 57%, seguidos do custo de colheita e ensilagem (29,7%), enquanto os demais custos estão relacionados ao preparo do solo, plantio, tratamentos culturais e arrendamento. Desta forma, considerando o biofertilizante uma fonte de adubo natural e que, respaldado por outros trabalhos, o mesmo tem quantidades de nutrientes necessários e suficientes para as culturas energéticas, decidiu-se por desconsiderar esta fração correspondente aos insumos.

A análise de rentabilidade da mistura dos co-substratos foi obtida a partir da relação C/N de 25/1, considerando em condições ideais a rentabilidade individual do dejetos suíno, e das silagens de capim-elefante e milho, bem como a relação ótima C/N desejada. No entanto, cabe destacar que, para uma análise técnica, econômica e ambiental

mais consistente é importante, que em laboratório se façam testes nas condições próximas às condições da localidade para observar de modo experimental se é alcançado a rentabilidade desejada com a relação ótima de C/N para as bactérias em temperatura mesofílica. Na fase experimental deve-se inclusive comparar parâmetros como, sólidos totais, sólidos voláteis e principalmente a relação C/N obtida do dejetos suíno experimentalmente com a relação C/N referência.

Apesar dos benefícios já destacados da produção de biogás e seu aproveitamento para a produção de eletricidade, outras pesquisas devem ser desenvolvidas no intuito de reduzir os custos para tornar os projetos de geração de biogás viáveis.

Além das já mencionadas pesquisas, é importante que haja um maior envolvimento por parte do setor governamental de modo a criar políticas e regulamentações públicas que subsidiem parte dos projetos de geração de biogás para a micro e mini geração distribuída.

O desenvolvimento de novas tecnologias e também parcerias nacionais e internacionais ocasionam a redução dos custos dos equipamentos nacionais e importados e conseqüentemente, o aumento do número de empreendimentos como este no país.

5.2. Recomendações e sugestões para trabalhos futuros

- Avaliação da produção de biogás utilizando outros co-substratos e aditivos;
- Analisar sistemas integrados de geração de eletricidade por meio da codigestão/energia eólica/solar fotovoltaica;
- Analisar o impacto de incentivos, subsídios e políticas públicas e governamentais voltadas para a produção de eletricidade por meio de fontes alternativas e suas respectivas viabilidades técnica/econômica/ambiental. Entre elas podemos citar as tarifas feed-in na Alemanha, a certificação de obrigação de renovabilidade de energia no Reino Unido e a política fiscal na Suécia (isenções econômicas);
- Estudo exergético ou exergoeconômico de todos os cenários levando em conta toda a cadeia produtiva.

6. Apêndice

Apêndice 1

QUESTIONÁRIO APLICADO À FAZENDA MODELO – MINAS GERAIS

1) A granja possui quantos suínos?

R: Total: 41000 animais, sendo 6000 matrizes, 13000 creche e 22000 cria e terminação.

2) Qual o volume de dejetos produzida diária? Com quantas partes de água é misturado o dejetos?

R: Nos 3 ciclos – 700 mil litros (de dejetos)

3) Qual o consumo médio por animal de ração diária?

R: 120 toneladas de ração por dia

4) Qual o peso médio dos suínos?

R: 100 kg

5) Todos os dejetos dos animais são direcionados para o biodigestor?

R: Sim

6) Qual a produção mensal média de biogás?

R: 108 mil m³ de biogás mês

3600 m³ dia

7) O calor gerado na queima do biogás é utilizado de algum modo?

R: Aquecimento de creche e secagem de grãos e geração de energia elétrica

8) Qual a destinação da carcaça dos animais?

R: Compostagem

9) Se fosse necessário o plantio de capim elefante ou milho para alimentar os biodigestores, haveria área disponível? Se sim, quantos quilômetros de distância dos biodigestores?

R: 1 km de distância

10) O gás produzido pelo biodigestor antes de entrar nas microturbinas passam por processo de filtração? Qual a potência das turbinas?

R: O gás primeiro passa pelo chiller para ser resfriado e depois é filtrado e tem uma turbina que produz 70kVA e um gerador de 240 kW, sendo que a energia é injetada na rede mas é toda consumida, pois, o consumo da fazenda é maior do que a produção de energia.

7. Referências

ABOUDI, K.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C. J.; ROMERO-GARCÍA, L. I. Semi-continuous anaerobic co-digestion of sugar beet byproduct and pig manure: Effect of the organic loading rate (OLR) on process performance. **Bioresource Technology**, v. 194, p. 283–290, 2015.

ABOUELENIEN, F. et al. Enhancement of methane production from co-digestion of chicken manure with agricultural wastes. **Bioresource Technology**, v. 159, p. 80–87, 2014.

ABUBAKER, J.; RISBERG, K.; PELL, M. Biogas residues as fertilisers – Effects on wheat growth and soil microbial activities. **Applied Energy**, v. 99, p. 126–134, 2012.

Acompanhamento da safra brasileira rio grande do sul: Grãos, Relatório Geral. Porto Alegre: GEDES/SEGEO/RS: Companhia Nacional de Abastecimento – CONAB, 2015.

AJAYI, F. T. Effects of feeding ensiled mixtures of elephant grass (*Pennisetum purpureum*) with three grain legume plants on digestibility and nitrogen balance of West African Dwarf goats. **Livestock Science**, v. 142, n. 1–3, p. 80–84, 2011.

ALATRISTE-MONDRAGÓN, F. et al. Anaerobic Codigestion of Municipal, Farm, and Industrial Organic Wastes: A Survey of Recent Literature. **Water Environment Research**, v. 78, n. 6, p. 607–636, 2006.

ÁLVAREZ, J. A. et al. Performance of a UASB-digester system treating domestic wastewater. **Environmental Technology**, v. 25, n. 10, p. 1189–1199, 2004.

AMARAL, R. C. DO; BERNARDES, T. F. **Qual é o real custo da silagem produzida?** Disponível em: <<https://www.beefpoint.com.br/qual-e-o-real-custo-da-silagem-produzida/>>. Acesso em: 23 abr. 2019.

AMON, T. et al. Biogas production from maize and dairy cattle manure-Influence of biomass composition on the methane yield. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 118, n. 1–4, p. 173–182, 2007.

ANDRADE, M. A. N. et al. **Biodigestores Rurais no contexto da atual crise de energia elétrica brasileira e na perspectiva da sustentabilidade ambiental.** (SciELO, Ed.) Encontro de Energia no Meio Rural. **Anais...** Campinas: SciELO Proceedings, 2002

ANEEL. **Micro e minigeração distribuída** Cadernos Temáticos ANEEL. Brasília: [s.n.].

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/cedoc/pubren2012482.pdf>>. Acesso em: 2 maio. 2018.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. BANCO DE INFORMAÇÕES DE GERAÇÃO. **Matriz de Energia Elétrica.** Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm>>. Acesso em: 21 maio. 2019.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/cedoc/pubren2015687.pdf>>. Acesso em: 2 maio. 2019.

ANGONESE, A. R.; CAMPOS, A. T.; WELTER, R. A. Potencial de redução de emissão de equivalente de carbono de uma unidade suinícola com biodigestor. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 3, p. 648–657, 2007.

ARDOLINO, F.; PARRILLO, F.; ARENA, U. Biowaste-to-biomethane or biowaste-to-energy? An LCA study on anaerobic digestion of organic waste. **Journal of Cleaner Production**, v. 174, p. 462–476, 2018.

ASAM, Z. et al. How can we improve biomethane production per unit of feedstock in biogas plants? **Applied Energy**, v. 88, n. 6, p. 2013–2018, 2011.

ASTALS, S.; NOLLA-ARDÈVOL, V.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of pig manure and crude glycerol at mesophilic conditions: Biogas and digestate. **Bioresource Technology**, v. 110, p. 63–70, 2012.

AYODELE, T. R.; OGUNJUYIGBE, A. S. O.; ALAO, M. A. Economic and environmental assessment of electricity generation using biogas from organic fraction of municipal solid waste for the city of Ibadan, Nigeria. **Journal of Cleaner Production**, v. 203, p. 718–735, 2018.

BAH, H. et al. Evaluation of batch anaerobic co-digestion of palm pressed fiber and cattle manure under mesophilic conditions. **Waste Management**, v. 34, n. 11, p. 1984–1991, 2014.

BARROS, R. M.; FILHO, G. L. T.; SILVA, T. R. DA. The electric energy potential of landfill biogas in Brazil. **Energy Policy**, v. 65, p. 150–164, 2014.

BATTISTA, F. et al. Scaled-up experimental biogas production from two agro-food waste mixtures having high inhibitory compound concentrations. **Renewable Energy**, v. 81, p. 71–77, 2015.

BELLE, A. J. et al. Anaerobic co-digestion of forage radish and dairy manure in complete mix digesters. **Bioresource Technology**, v. 178, p. 230–237, 2015.

BEN. Balanço Energético Nacional 2018- BEN 2018 - Síntese (ano base 2017) Empresa de Pesquisa Energética - EPERio de Janeiro EPE - empresa de Pesquisa Energética, 2018. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Arquivos/publicacao-303/topico-397/Relatório Síntese 2018-ab 2017vff.pdf#search=co2>>. Acesso em: 20 set. 2018

BERGLUND, M.; BÖRJESSON, P. Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. **Biomass and Bioenergy**, v. 30, n. 3, p. 254–266, 2006.

BERNAL, A. P. et al. Vinasse biogas for energy generation in Brazil: An assessment of economic feasibility, energy potential and avoided CO₂ emissions. **Journal of Cleaner Production**, v. 151, p. 260–271, 2017.

Biomasa: Digestores anaerobios. **Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía -IDAE**, p. 48, 2007.

- BLEY-JÚNIOR, C. et al. **Agroenergia da biomassa residual: perspectivas energéticas, socioeconômicas e ambientais**. 2. ed. Foz do Iguaçu/Brasília: Itaipu Binacional/FAO, 2009. v. 2
- BLEY JR., C. **Biogás a energia invisível**. 2a ed. ed. Foz do Iguaçu: ITAIPU BINACIONAL: São Paulo: Cibiogás, 2015.
- BOHRZ, G. I. Geração De Metano Em Lagoa Anaeróbia: Um Estudo De Caso Em Abatedouro De Bovinos. **Dissertação de Mestrado**, 2010.
- BOND, T.; TEMPLETON, M. R. History and future of domestic biogas plants in the developing world. **Energy for Sustainable Development**, v. 15, n. 4, p. 347–354, 2011.
- BORGES, L. DA S.; AQUINO, F. C. DE; EVANGELISTA, A. F. Potencial do capim elefante para geração de bioenergia - revisão. **Nutri-Time**, v. 13, n. 1, p. 4518–4523, 2016.
- BORJA, R. **Biogas Production**. Second Edi ed. Sevilla - Espanha: Elsevier B.V., 2011. v. 2
- BORJESSON, P.; BERGLUND, M. Environmental systems analysis of biogas systems — Part II : The environmental impact of replacing various reference systems. **Biomass and Bioenergy**, v. 31, p. 326–344, 2007.
- BOUALLAGUI, H. et al. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 12, p. 2143–2148, 2004.
- BRAUN, R.; WEILAND, P.; WELLINGER, A. Biogas from energy crop digestion. **IEA Bioenergy Task**, 2008.
- BRAUN, R.; WELLINGER, A. Potential of Co-digestion. Task 37 - Energy from Biogas and Landfill Gas. **IEA Bioenergy**, **IEA Bioenergy**, p. 16, 2002.
- BRITO, C. F. B. et al. Desenvolvimento inicial do milho submetido a doses de esterco bovino. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 9, n. 3, p. 244–250, 2014.
- BROM, L. G. . B. J. E. A. **Análise de investimentos e capital de giro: conceitos e aplicações**. São Paulo: Saraiva, 2007.
- BUENO, O. DE C.; ESPERANCINI, M. S. T.; TAKITANE, I. C. Produção de biodiesel no Brasil: aspectos socioeconômicos e ambientais. **Ceres**, v. 56, n. 4, p. 507–512, 2009.
- CAI, J. et al. Effects and optimization of the use of biochar in anaerobic digestion of food wastes. **Waste Management & Research**, v. 34, n. 5, p. 409–416, 2016.
- CALLAGHAN, F. J. et al. Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. **Biomass and Bioenergy**, v. 27, p. 71–77, 2002.
- CAMLOFFSKI, R. **Análise de investimentos e viabilidade financeira das empresas**.

São Paulo: Atlas, 2014.

CAMPOS, C. M. M. et al. Desenvolvimento e Operação de Reator Anaeróbio de manta de Lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 30, n. 1, p. 140–147, 2006.

CASAROTTO FILHO, N.; KOPITTKKE, B. H. **Análise de Investimentos: matemática financeira, engenharia econômica, tomada de decisão, estratégia empresarial**. São Paulo: Atlas, 2010.

CASTOLDI, G. et al. Sistemas de cultivo e uso de diferentes adubos na produção de silagem e grãos de milho. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, n. 1, p. 139–146, 2011.

CAVINATO, C. et al. Thermophilic anaerobic co-digestion of cattle manure with agro-wastes and energy crops: Comparison of pilot and full scale experiences. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 2, p. 545–550, 2010.

CAVINATO, C. et al. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge and source sorted biowaste in pilot- and full-scale reactors. **Renewable Energy**, v. 55, p. 260–265, 2013.

CEMIG. **Valores de tarifas e serviços** Belo Horizonte - MG Companhia Energética de Minas Gerais., , 2019. Disponível em: <https://www.cemig.com.br/pt-br/atendimento/Paginas/valores_de_tarifa_e_servicos.aspx>. Acesso em: 23 abr. 2019

CERVI, R. G.; ESPERANCINI, M. S. T.; BUENO, O. DE C. Viabilidade econômica da utilização do biogás produzido em granja suinícola para geração de energia elétrica. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 5, p. 831–844, 2010.

CESTONARO, T. et al. The anaerobic co-digestion of sheep bedding and $\geq 50\%$ cattle manure increases biogas production and improves biofertilizer quality. **Waste Management**, v. 46, p. 612–618, 2015.

CHANDRA, R. et al. Performance evaluation of a constant speed IC engine on CNG , methane enriched biogas and biogas. **Applied Energy**, v. 88, n. 11, p. 3969–3977, 2011.

CHEN, S. et al. Promoting interspecies electron transfer with biochar. **Scientific Reports**, v. 4, 2014.

CHENANI, S. B.; LEHVAVIRTA, S.; HAKKINEN, T. Life cycle assessment of layers of green roofs. **Journal of Cleaner Production**, v. 90, p. 153–162, 2015.

CHENG, J. **Biomass to Renewable Energy Processes**. Northwest, Washington, D.C: CRC Press., 2009.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios**. 2nd. ed. Belo Horizonte: Departamento de engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

CHICONATO, D. A. et al. Resposta da alfaca à aplicação de biofertilizantes sob dois níveis de irrigação. **Biosci. J.**, v. 29, n. 2, p. 392–399, 2013.

- CIBIOGÁS. **BiogasMap. 2018**. Disponível em: <<http://mapbiogas.cibiogas.org/>>. Acesso em: 16 ago. 2018.
- CIGOLOTTI, V. Biomass and Waste as Sustainable Resources. In: **Fuel cells waste-to-energy chain**. Italy: Springer-Verlag London Limite, 2012. p. 23–44.
- COCA, F. O. C. G. et al. Produção de biogás com dejetos de suínos - efeito de energia líquida e ractopamina da dieta. **Archivos de Zootecnia**, v. 65, n. 252, p. 507–512, 2016.
- COLTRO, L.; GARCIA, E. E. C.; QUEIROZ, G. DE C. Life Cycle Inventory for Electric Energy System in Brazil. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 5, p. 290–296, 2003.
- COMASTRI FILHO, J. A. Biogás: Independência energética do pantanal mato-grossense. **Comunicado Técnico Embrapa**, p. 53, 1981.
- CONAMA. **Resolução nº 420 de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em** . Brasília- DF: [s.n.]. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>.
- COOLS, D. et al. Survival of E . coli and Enterococcus spp . derived from pig slurry in soils of different texture. **Applied Energy**, v. 17, p. 53–62, 2001.
- CORRÊA, J. C. et al. **Critérios Técnicos para Recomendação de Biofertilizante de Origem Animal em Sistemas de Produção Agrícolas e Florestais**. Concórdia: [s.n.].
- CORTEZ, L. A. B.; LORA, E. E. S.; GÓMES, E. O. Biodigestão de Efluentes. In: **Biomassa para energia**. Campinas: São Paulo: Unicamp, 2008. p. 734.
- COSTERTON, J. W. **The Biofilm Primer**. VIII ed. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2007. v. 1
- COUTINHO, A. R.; FERRAZ, E. S. B. Determinação da densidade do carvão vegetal por atenuação da radiação gama. **IPEF**, n. 39, p. 17–20, 1988.
- DEMIREL, B. et al. Production of methane and hydrogen from biomass through conventional and high-rate anaerobic digestion processes. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 2, p. 116–146, 2010.
- DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources**. 2a ed. ed. Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2011.
- DIAS, A. C. et al. **Manual brasileiro de boas práticas agropecuárias na produção de suínos** Brasília- DF Associação Brasileira dos Criadores de Suínos; MAPA; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, , 2011.
- DIOHA, I. J. et al. Effect of Carbon to Nitrogen ratio on biogas production. **International Research Journal of Natural Sciences**, v. 1, n. 3, p. 1–10, 2013.
- EBNER, J. H. et al. Lifecycle Greenhouse Gas Analysis of an Anaerobic Codigestion

Facility Processing Dairy Manure and Industrial Food Waste. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 18, p. 11199–11208, 2015.

ECHEVERRIA, J. R. et al. **Caracterização de dejetos sólidos de granja de suínos de ciclo completo: verão**. Disponível em:

<<http://www.sbera.org.br/2sigera/obras/t061.pdf>>. Acesso em: 3 out. 2018.

EPA. Powering Microturbines with Landfill Gas. **United States Environmental Protection Agency**, v. 12, n. 02, p. 4, 2002.

ERIKSSON, O. Environmental technology assessment of natural gas compared to biogas. **Natural Gas**, n. 1, p. 127–147, 2010.

ESPOSITO, G. et al. Anaerobic co-digestion of organic wastes. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 11, n. 4, p. 325–341, 2012.

ESTEVEZ, M. M. et al. Semi-continuous anaerobic co-digestion of cow manure and steam-exploded *Salix* with recirculation of liquid digestate. **Journal of Environmental Management**, v. 136, p. 9–15, 2014.

EUROPEAN, C. **Promoting a European framework for corporate social responsibility**. Disponível em:

<[https://www.google.com/url?Sa=t&rct=j&q=&esrc=s%0A&source=web&cd=1&ved=2ahUKEwjT5sH0ypzdAhXE2SwKHVukC-](https://www.google.com/url?Sa=t&rct=j&q=&esrc=s%0A&source=web&cd=1&ved=2ahUKEwjT5sH0ypzdAhXE2SwKHVukC-%0A4QFjAAegQIARAC&url=http%3A%2F%2Feuropa.eu%2Frapid%2Fpress-release_%0ADOC-01-9_en.pdf&usq=AOvVaw3SIK0UIX4-K4XVJXxz2ZUk)

[http%3A%2F%2Feuropa.eu%2Frapid%2Fpress-release_%0ADOC-01-9_en.pdf&usq=AOvVaw3SIK0UIX4-K4XVJXxz2ZUk](http://www.google.com/url?Sa=t&rct=j&q=&esrc=s%0A&source=web&cd=1&ved=2ahUKEwjT5sH0ypzdAhXE2SwKHVukC-%0A4QFjAAegQIARAC&url=http%3A%2F%2Feuropa.eu%2Frapid%2Fpress-release_%0ADOC-01-9_en.pdf&usq=AOvVaw3SIK0UIX4-K4XVJXxz2ZUk)> .>.

Acesso em: 3 jun. 2018.

European Environment Agency. Nutrients in freshwater (CSI 020). Disponível

em: <<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/nutrients-in-freshwater/nutrients-in-freshwater-assessment-published-6>>. Acesso em: 17 jul. 2019.

FATMA - Fundação do Meio Ambiente. Disponível em:

<https://static.fecam.net.br/uploads/273/arquivos/654746_in_11_Suinocultura.pdf>.

Acesso em: 15 jun. 2019.

FERREIRA, D. DE J. et al. Silage fermentation and chemical composition of elephant grass inoculated with rumen strains of *Streptococcus bovis*. **Animal Feed Science and Technology**, v. 183, n. 1–2, p. 22–28, 2013.

FERREIRA, J. V. R. **Análise de Ciclo de Vida dos Produtos**. Viseu - Portugal: Instituto Politécnico de Viseu, 2004.

FERREIRA, M. MARTINS. **Uso de biofertilizante na produtividade do milho**. Jaboticabal - SP: Universidade Estadual Paulista, 2012.

FNR. **Guide to Biogas: From production to use**. 5a ed. ed. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit - GIZ, 2010.

FOREEST, F. VAN. **Perspectives for Biogas in Europe** Oxford Institute for Energy Studies. Oxford, United Kingdom: Oxford Institute for Energy Studies, dez. 2012.

Disponível em: <<https://www.oxfordenergy.org/publications/perspectives-for-biogas-in>

europe/>.

FREITAS, F. F. et al. The Brazilian market of distributed biogas generation: Overview, technological development and case study. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 101, 2019.

FREITAS, W. DA S. et al. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura sobre a produção do milho para silagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 120–125, 2004.

FREZATTI, F. **Gestão da viabilidade econômico-financeira dos projetos de investimento**. São Paulo: Atlas, 2008.

GANESH, R. et al. Effect of increasing proportions of lignocellulosic cosubstrate on the single-phase and two-phase digestion of readily biodegradable substrate. **Biomass and Bioenergy**, v. 80, p. 243–251, 2015.

GARFÍ, M. et al. Agricultural reuse of the digestate from low-cost tubular digesters in rural Andean communities. **Waste Management**, v. 31, n. 12, p. 2584–2589, 2011.

GARNIER, G. Grand challenges in chemical engineering. **Frontiers in Chemistry**, v. 2, n. April, p. 1–3, 2014.

GAZZONI, D. L. **As políticas públicas de biocombustíveis e o mercado de oleaginosas**.

GELEGENIS, J. et al. Optimization of biogas production by co-digesting whey with diluted poultry manure. **Renewable Energy**, v. 32, n. 13, p. 2147–2160, 2007.

GERARDI, M. H. **The Microbiology of Anaerobic Digesters**. 1a. ed. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc., 2003.

GOBERNA, M. et al. Mesophilic and thermophilic co-fermentation of cattle excreta and olive mill wastes in pilot anaerobic digesters. **Biomass and Bioenergy**, v. 34, n. 3, p. 340–346, 2010.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S. et al. Comparative environmental performance of three different annual energy crops for biogas production in Northern Italy. **Journal of Cleaner Production**, v. 43, p. 71–83, 2013.

GUNNERSON, C. G.; STUCKEY, D. C. **Anaerobic digestion: principles and practices for biogas systems**. [s.l.] Washington, D.C., U.S.A.: World Bank., 1986.

H.-W., K.; S.-K., H.; H.-S., S. The optimisation of food waste addition as a co-substrate in anaerobic digestion of sewage sludge. **Waste Management and Research**, v. 21, n. October, p. 515–526, 2003.

HAGOS, K. et al. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, n. November 2016, p. 1485–1496, 2017.

HAIDER, M. R. et al. Effect of mixing ratio of food waste and rice husk co-digestion

and substrate to inoculum ratio on biogas production. **Bioresource Technology**, v. 190, p. 451–457, 2015.

HAMELIN, L. et al. Environmental Consequences of Future Biogas Technologies Based on Separated Slurry. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 00, p. 5869–5877, 2011.

HAMELIN, L.; NAROZNOVA, I.; WENZEL, H. Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas. **Applied Energy**, v. 114, n. 00, p. 774–782, 2014.

HAMELIN, L.; WESNÆS, M.; WENZEL, H. Life Cycle Assessment of Biogas from Separated slurry. **Project No. 1329. Miljøprosjekt**, 2010.

HARTMANN, J. K. **Life-cycle-assessment of industrial scale biogas plants**. Goettingen: University of Goettingen, Germany, 2006.

HEO, N. H.; PARK, S. C.; KANG, H. Effects of mixture ratio and hydraulic retention time on single-stage anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 39, n. 7, p. 1739–1756, 2004.

HERRERO, J. M. **Biodigestores familiares. Guía de diseño y manual de instalación**. La Paz, Bolivia: GTZ, 2008.

HERRMANN, C. et al. Optimised biogas production from microalgae through co-digestion with carbon-rich co-substrates. **Bioresource Technology**, v. 214, p. 328–337, 2016.

HIJAZI, O. et al. Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 54, p. 1291–1300, 2016.

HOPWOOD, L. **Farm-Scale Anaerobic Digestion Plant Efficiency** Heslington: NNFRR, , 2011.

HOUGHTON, J. T. et al. (EDS.). **Climate Change 2001. The Scientific Basis**. 1a. ed. Cambridge - USA: IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001.

IAP. **Instrução Normativa 105.006. Estabelece as características dos empreendimentos, critérios - inclusive locais e técnicos, procedimentos, trâmite administrativo, níveis de competência e premissas para o Licenciamento Ambiental de Atividades Poluidoras**. Curitiba-PR, Brazil: [s.n.]. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/Instrucao_normativa/IN_105_006_SUINOS_VERSAO23JUN2009.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2019.

IBAMA. **Manual de fiscalização** Ministério do Meio Ambiente - MMA Brasília Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, , 2007.

IBGE. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/2380/epp_2016_2tri.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2018.

IEA. **IEA Bioenergy Task 37 Country Reports Summary 2014**. Disponível em: <http://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2015/01/IEA-Bioenergy-Task-37-Country-Report-Summary-2014_Final.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2018.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>>. Acesso em: 3 fev. 2019.

INTHAPANYA, S.; PRESTON, T. R. Biochar marginally increases biogas production but decreases methane content of the gas in continuous-flow biodigesters charged with cattle manure. **Livestock Research for Rural Development**, v. 25, n. 11, p. 4p., 2013.

INTHAPANYA, S.; PRESTON, T. R.; LENG, R. A. Biochar increases biogas production in a batch digester charged with cattle manure. **Livestock Research for Rural Development**, v. 24, n. 12, p. 1–8, 2012.

IRENA. Renewable capacity statistics 2016. **International Renewable Energy Agency**, 2016.

ISO. 1. ed. Switzerland: ISO copyright office, 2006.

ITO, M.; GUIMARÃES, D.; AMARAL, G. Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. **Agroindústria**, v. 1, n. 44, p. 125–156, 2016.

JIMÉNEZ, J. et al. Optimization of the specific methanogenic activity during the anaerobic co-digestion of pig manure and rice straw, using industrial clay residues as inorganic additive. **Chemical Engineering Journal**, v. 259, p. 703–714, 2015.

JUNIOR, G. G. DE P.; PEREIRA, A. R. Dimensionamento de uma frota de caminhões para transporte de carvão vegetal por meio da programação linear. **IPEF**, n. 21, p. 85–95, 1980.

KALAMARAS, S. D.; KOTSOPOULOS, T. A. Anaerobic co-digestion of cattle manure and alternative crops for the substitution of maize in South Europe. **Bioresource Technology**, v. 172, p. 68–75, 2014.

KARAPIDAKIS, E. S. et al. Energy efficiency and environmental impact of biogas utilization in landfills. **International Journal of environmental Science and Technology**, v. 7, n. 3, p. 599–608, 2010.

KASSAI, J. R. et al. **Retorno de investimento: abordagem matemática e contábil do lucro empresarial**. São Paulo: Atlas, 1999.

KHOUI, S.; LOUHICHI, A.; SAYADI, S. Optimization of anaerobic co-digestion of olive mill wastewater and liquid poultry manure in batch condition and semi-continuous jet-loop reactor. **Bioresource technology**, v. 182, p. 67–74, 2015.

KIM, H.-W.; NAM, J.-Y.; SHIN, H.-S. A comparison study on the high-rate co-digestion of sewage sludge and food waste using a temperature-phased anaerobic sequencing batch reactor system. **Bioresource technology**, v. 102, n. 15, p. 7272–9, 2011.

- KLOCKE, M. et al. Characterization of the methanogenic Archaea within two-phase biogas reactor systems operated with plant biomass. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 31, n. 3, p. 190–205, 2008.
- KOCH, K. et al. Mono fermentation of grass silage by means of loop reactors. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 23, p. 5934–5940, 2009.
- KOUGIAS, P. G.; KOTSOPOULOS, T. A.; MARTZOPOULOS, G. G. Effect of feedstock composition and organic loading rate during the mesophilic co-digestion of olive mill wastewater and swine manure. **Renewable Energy**, v. 69, p. 202–207, 2014.
- KOWALCZYK, A. et al. Different mixing modes for biogas plants using energy crops. **Applied Energy**, v. 112, p. 465–472, 2013.
- KULIŠIĆ, B.; PAR, V.; METZLER, R. Calculation of on-farm biogas potential: A Croatian case study. **Biomass and Bioenergy**, v. 74, p. 66–78, 2015.
- KUMAR, S.; JAIN, M. C.; CHHONKAR, P. K. A Note on Stimulation of Biogas Production from Cattle Dung by Addition of Charcoal. **Biological Wastes**, v. 20, p. 209–215, 1987.
- KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. DE. Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. **Política Agrícola**, v. XV, n. 3, p. 28–35, 2006.
- LABATUT, R. A.; ANGENENT, L. T.; SCOTT, N. R. Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 2255–2264, 2011.
- LABUTONG, N. et al. **Life-Cycle modeling and environmental impact assessment of commercial scale biogas production**. Ann Arbor - EUA: University of Michigan, 2012.
- LAGRANGE, B. **Biomethane: Principes, Techniques, Utilizations**Édisud/ Énergies alternatives. Aix-en-Provence, , 1979.
- LEBOREIRO, J.; HILALY, A. K. Biomass transportation model and optimum plant size for the production of ethanol. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 2712–2723, 2011.
- LEHMANN, J.; JOSEPH, S. **Biochar for Environmental Management**. 1. ed. Londres: Earthscan, 2015.
- LEHTOMÄKI, A.; HUTTUNEN, S.; RINTALA, J. A. Laboratory investigations on co-digestion of energy crops and crop residues with cow manure for methane production: Effect of crop to manure ratio. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 51, n. 3, p. 591–609, 2007.
- LEITE, S. A. F. et al. Biogas Production on a Small Swine Farm : Study of Prediction Using Different Models. **Chemical Engineering Journal**, v. 65, p. 5, 2018.
- LEME, M. M. V. et al. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil.

Resources, Conservation & Recycling, v. 87, p. 8–20, 2014.

LEME, M. M. V. **Estudo Técnico, Econômico e Ambiental da Utilização de Alternativas Tecnológicas para a Geração de Eletricidade na Cadeia Produtiva do Carvão Vegetal no Brasil**. Itajubá - MG: Universidade Federal de Itajubá, 2016.

LEME, R. M.; SEABRA, J. E. A. Technical-economic assessment of different biogas upgrading routes from vinasse anaerobic digestion in the Brazilian bioethanol industry. **Energy**, v. 119, p. 754–766, 2017.

LEMMER, A.; NAEGELE, H. J.; SONDERMANN, J. How efficient are agitators in biogas digesters? Determination of the efficiency of submersible motor mixers and incline agitators by measuring nutrient distribution in full-scale agricultural biogas digesters. **Energies**, v. 6, n. 12, p. 6255–6273, 2013.

LENG, R. A.; INTHAPANYA, S.; PRESTON, T. R. Biochar lowers net methane production from rumen fluid in vitro. **Livestock Research for Rural Development**, v. 24, n. 6, p. 10, 2012a.

LENG, R. A.; INTHAPANYA, S.; PRESTON, T. R. Methane production is reduced in an in vitro incubation when the rumen fluid is taken from cattle that previously received biochar in their diet. **Livestock Research for Rural Development**, v. 24, p. 5, 2012b.

LENG, R. A.; PRESTON, T. R.; INTHAPANYA, S. Biochar reduces enteric methane and improves growth and feed conversion in local “Yellow” cattle fed cassava root chips and fresh cassava foliage. **Livestock Research for Rural Development**, v. 24, n. 11, p. 1–7, 2012.

LETTINGA, G.; HULSHOFF, P. L. W.; ZEEMAN, G. **Biological Wastewater treatment. Part I: Anaerobic Wastewater Treatment**. Wageningen: [s.n.].

LI, D. et al. Effects of feedstock ratio and organic loading rate on the anaerobic mesophilic co-digestion of rice straw and cow manure. **Bioresource Technology**, v. 189, p. 319–326, 2015a.

LI, D. et al. Effects of feedstock ratio and organic loading rate on the anaerobic mesophilic co-digestion of rice straw and pig manure. **Bioresource Technology**, v. 187, p. 120–127, 2015b.

LIMA, J. G. A. et al. Crescimento inicial do milho fertirrigado com biofertilizante. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 8, n. 1, p. 39–44, 2012.

LIRA, J. S. DE M. M. **Depleção abiótica e potencial de aquecimento global no ciclo de vida de telhado verde comparativamente a um telhado convencional**. Brasília-DF: Universidade de Brasília, 2011.

LIU, X.; YAN, Z.; YUE, Z.-B. **Biogas**. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/referencework/9780080885049/comprehensive-biotechnology#book-info>>. Acesso em: 2 fev. 2019.

LIU, Y. et al. Co-digestion of tobacco waste with different agricultural biomass feedstocks and the inhibition of tobacco viruses by anaerobic digestion. **Bioresource**

Technology, v. 189, p. 210–216, 2015.

LLOYD, A. C.; CACKETTE, T. A. Diesel Engines : Environmental Impact and Control Diesel Engines : Environmental Impact and Control. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 2247, n. 2001, p. 40, 2011.

LOBATO, L. C. D. S. Aproveitamento Energético De Biogás Gerado Em Reatores Uasb Tratando Esgoto Doméstico. **Smarh.Eng.Ufmg.Br**, p. 184, 2011.

LOPES, R. M. et al. Impactos ambientais e sociais causados por voláteis emanados por excretos de suínos. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**, v. 9, n. 17, p. 10, 2013.

LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J. **Biocombustíveis**. Rio de Janeiro: Interciência, 2012.

LÜ, F. et al. Biochar alleviates combined stress of ammonium and acids by firstly enriching Methanosaeta and then Methanosarcina. **Water Research**, v. 90, p. 34–43, 2016.

LUCA, C. et al. New energy crop giant cane (*Arundo donax* L.) can substitute traditional energy crops increasing biogas yield and reducing costs. **Bioresource Technology**, v. 191, p. 197–204, 2015.

LUO, C. et al. Application of eco-compatible biochar in anaerobic digestion to relieve acid stress and promote the selective colonization of functional microbes. **Water Research**, v. 68, p. 710–718, 2015.

MARI, A. G. Redução de sólidos e capacidade de produção de biogás em biodigestor de fluxo ascendente em uma pequena propriedade do município de Marechal Cândido Rondon - PR. **Monografia de Especialização**, p. 65, 2012.

MARTÍ-HERRERO, J. et al. Cow, sheep and llama manure at psychrophilic anaerobic co-digestion with low cost tubular digesters in cold climate and high altitude. **Bioresource Technology**, v. 181, p. 238–246, 2015.

MASCARÓ, J. L. **Sustentabilidade em Urbanizações de Pequeno Porte**. Porto Alegre: Masquatro Editora, 2010.

MATHIAS, M. C. P. P.; MATHIAS, J. F. CURY M. Biogas in Brazil: A Governmental Agenda. **Journal of Energy and Power Engineering**, v. 9, n. 1, p. 1–15, 2015.

MCENIRY, J. et al. Grass for biogas production: The impact of silage fermentation characteristics on methane yield in two contrasting biomethane potential test systems. **Renewable Energy**, v. 63, p. 524–530, 2014.

MEDEIROS, L. T. et al. Produção e qualidade da forragem de capim-marandu fertiirrigada com Forage yield and quality of marandugrass as affected by fertiirrigation with swine slurry. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36, n. 2, p. 309–318, 2007.

MELLO, A. V.; REZENDE, J. B. (EDS.). **ABRAF. Associação brasileira de produtores de florestas plantadas**. 1. ed. Brasília: ABRAF, 2012.

- MENARDO, S.; CACCIATORE, V.; BALSARI, P. Batch and continuous biogas production arising from feed varying in rice straw volumes following pre-treatment with extrusion. **Bioresource Technology**, v. 180, p. 154–161, 2015.
- MENDES, N. C.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. **Prod.**, v. 26, n. 1, p. 160–175, 2016.
- MEYER-KOHLSTOCK, D. et al. Biochar as additive in biogas-production from bio-waste. **Energies**, v. 9, n. 4, 2016.
- MEZZULLO, W. G.; MCMANUS, M. C.; HAMMOND, G. P. Life cycle assessment of a small-scale anaerobic digestion plant from cattle waste. **Applied Energy**, v. 102, p. 657–664, 2013.
- MIRANDA, A. P. et al. Anaerobic biodigestion of pigs feces in the initial, growing and finishing stages fed with diets formulated with corn or sorghum. **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 1, p. 47–59, 2012.
- MONTAÑÉS, R.; SOLERA, R.; PÉREZ, M. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation in batch reactors: Effect of temperature. **Bioresource Technology**, v. 180, p. 177–184, 2015.
- MORAES, B. S. et al. Biogas production within the bioethanol production chain: Use of co-substrates for anaerobic digestion of sugar beet vinasse. **Bioresource Technology**, v. 190, p. 227–234, 2015.
- MORAES, B. S.; ZAIAT, M.; BONOMI, A. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 44, p. 888–903, 2015.
- MORENO, M. T. V. **Ministerio de Energía - Chile Manual de Biogás**. Santiago de Chile: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo - PNUD, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura - FAO, Global Environment Facility - GEF. FAO, 2011.
- MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. IVANI; ABREU-JUNIOR, C. H. Aplicação do método de mineralização de nitrogênio com lixiviação para solo tratado com lodo de esgoto e composto orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 622–631, 2013.
- MOTTA, F. S. **Produza sua Energia - Biodigestores Anaeróbios**. Recife (PE): S.A., 1986.
- MUMME, J. et al. Hydrothermal carbonization of anaerobically digested maize silage. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 19, p. 9255–9260, 2011.
- MUMME, J. et al. Use of biochars in anaerobic digestion. **BIORESOURCE TECHNOLOGY**, v. 164, p. 189–197, 2014.
- MURPHY, J. D.; MCKEOGH, E.; KIELY, G. Technical / economic / environmental analysis of biogas utilisation. **Applied Energy**, v. 77, p. 407–427, 2004.

- NEETESON, J. J. Nitrogen and phosphorus management on Dutch dairy farms : legislation and strategies employed to meet the regulations. **Biology and Fertility of Soils**, v. 30, n. 5, p. 566–572, 2000.
- NESHAT, S. A. et al. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, n. May, p. 308–322, 2017.
- NEVES, M. F. et al. **Mapeamento da suinocultura brasileira/Mapping of Brazilian Pork Chain - Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas**. 1. ed. Brasília- DF: Associação Brasileira dos Criadores de Suínos, 2016.
- NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão: a alternativa energética**. 1a. ed. São Paulo: Nobel, 1986.
- NOMURA, T. et al. Imobilização seletiva de bactérias produtoras de metano utilizando ácido acético em um transportador. p. 2–4, 2019.
- NSAMBA, H. K. et al. Sustainable Technologies for Small-Scale Biochar Production — A Review. **Journal of Sustainable Bioenergy Systems**, v. 5, n. March, p. 10–31, 2015.
- NUTRIENT. **Management Regulation in Manitoba Water Stewardship**. Disponível em: <https://www.gov.mb.ca/waterstewardship/wqmz/nutrient_mgmt_draft_reg2006-11.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2019.
- OANDA “**Conversor de moedas**”. Disponível em: <<https://www.oanda.com/lang/pt/currency/converter/>>. Acesso em: 26 abr. 2019.
- ODEH, N. et al. **Review of the Reference Values for High- Efficiency Cogeneration**. Harwell: [s.n.].
- OLIVEIRA, I. P. DE; MOREIRA, J. A. A.; SOARES, M. **Uso de biofertilizante na agricultura. Comunicado Técnico**. Goiânia - GO. EMBRAPA, , 1984.
- OLIVEIRA, P. A. V. DE. **Suinocultura e Impacto no solo**. Disponível em: <<http://www.asemg.com.br/site/wp-content/uploads/2017/12/DEJETOS-SUÍNOS-E-IMPACTO-AMBIENTAL1.pdf>>. Acesso em: 15 jul. 2019.
- OLIVEIRA, P. A. V. DE; HIGARASHI, M. M. **Geração e utilização de biogás em unidades produtoras de suínos**. Concórdia - SC Ministério do Meio Ambiente, , 2006.
- OLIVEIRA, R. D. **Geração de Energia Elétrica a partir do biogás produzido pela fermentação anaeróbia**. São Carlos - SP: Universidade de São Paulo, 2009.
- ORRICO, A. C. A. et al. Codigestão anaeróbia de dejetos de suínos e níveis de inclusão de óleo de descarte. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 4, p. 657–664, 2015.
- OZTURK, B. Evaluation of Biogas Production Yields of Different Waste Materials. **Earth Science Research**, v. 2, n. 1, p. 165–174, 2013.
- PEHME, S.; VEROMANN, E. Environmental consequences of anaerobic digestion of

- manure with different co-substrates to produce bioenergy : A review of life cycle assessments. **Agronomy Research**, v. 13, n. 2, p. 372–381, 2015.
- PIÑAS, J. A. V. Avaliação técnico-econômica da geração de energia elétrica a partir do biogás em sistemas de digestão anaeróbia centralizada e descentralizada no Brasil. **Dissertação de Mestrado**, p. 194, 2016.
- PIÑAS, J. A. V. et al. An economic holistic feasibility assessment of centralized and decentralized biogas plants with mono-digestion and co-digestion systems. **Renewable Energy**, v. 139, p. 40–51, 2019.
- POESCHL, M.; WARD, S.; OWENDE, P. Environmental impacts of biogas deployment e Part II : life cycle assessment of multiple production and utilization pathways. **Journal of Cleaner Production**, v. 24, p. 184–201, 2012.
- POKÓJ, T. et al. Semi-continuous anaerobic digestion of different silage crops: VFAs formation, methane yield from fiber and non-fiber components and digestate composition. **Bioresource Technology**, v. 190, p. 201–210, 2015.
- Preço de Produtos - Carvão - Plantadas - Divinópolis (MG)**. Disponível em: <<http://www.ciflorestas.com.br/dado.php?id=13>>. Acesso em: 1 mar. 2019.
- PULLEN, T. **Anaerobic Digestion - Making Biogas - Making Energy**. 1a. ed. New York: Routledge, 2015.
- QUAN, C.; GAO, N.; SONG, Q. Pyrolysis of biomass components in a TGA and a fixed-bed reactor: Thermochemical behaviors, kinetics, and product characterization. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 121, p. 84–92, 2016.
- RAVEN, R. P. J. M.; GREGERSEN, K. H. Biogas plants in Denmark: successes and setbacks. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 11, n. 1, p. 116–132, 2007.
- REN21. Renewables 2015 Global Status Report, Renewable Energy Policy Network for the 21st Century**. Disponível em: <http://www.ren21.net/wp-content/uploads/2015/07/REN12-GSR2015_Onlinebook_low1.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2018.
- RICO, C.; MUÑOZ, N.; RICO, J. L. Anaerobic co-digestion of cheese whey and the screened liquid fraction of dairy manure in a single continuously stirred tank reactor process: Limits in co-substrate ratios and organic loading rate. **Bioresource Technology**, v. 189, p. 327–333, 2015.
- RIGGIO, V.; COMINO, E.; ROSSO, M. Energy production from anaerobic co-digestion processing of cow slurry, olive pomace and apple pulp. **Renewable Energy**, v. 83, p. 1043–1049, 2015.
- RINTALA, J. A.; JÄRVINEN, K. T. Full-scale mesophilic anaerobic co-digestion of municipal solid waste and sewage sludge: Methane production characteristics. **Waste Management and Research**, v. 14, n. 2, p. 163–170, 1996.
- RISBERG, K. et al. Biogas production from wheat straw and manure - Impact of pretreatment and process operating parameters. **Bioresource Technology**, v. 149, p.

232–237, 2013.

ROCHA, R. D. C. DA; COSTA, A. M. T. DA; LIMA, V. A. DE. Avaliação do potencial do biofertilizante gerado no processo de codigestão anaeróbia de resíduos de suíno e bovino em cultivo de milho. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 1, p. 135–145, 2016.

ROCKENBACH, F. L.; SOUZA, A. M.; OLIVEIRA, J. H. R. DE. Economic feasibility of biogas production in swine farms using time series analysis. **Ciência Rural**, v. 46, n. 7, p. 1295–1300, 2016.

RÖDGER, J. et al. Simulation of biogas production by adding biochar. **Müll und Abfall**, v. 9, p. 476–481, 2013.

RODRIGUES, P. B. et al. Valores energéticos do milheto, do milho e subprodutos do milho, determinados com frango de corte e galos adultos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 30, n. 6, p. 1767–1778, 2001.

ROMERO-GÜIZA, M. S. et al. The role of additives on anaerobic digestion: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 1486–1499, 2016.

ROSSI, D. A. Avaliação Morfoagronômica e da qualidade da biomassa de acessos de capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.) para fins energéticos no norte fluminense. **Dissertação de Mestrado**, p. 66, 2010.

RUTZ, D.; MERGNER, R.; JANSSEN, R. **Sustainable heat use of biogas plants. A handbook**. 2a. ed. [s.l: s.n.].

RYNK, R. et al. **On-Farm Composting Handbook**. 1. ed. Ithaca - NY: Northeast Regional Agricultural Engineering Service, 1992.

SALMAN, C. A. et al. Enhancing biomethane production by integrating pyrolysis and anaerobic digestion processes. **Applied Energy**, v. 204, p. 1074–1083, 2017.

SALOMON, K. R. Avaliação Técnico-Econômica e Ambiental da Utilização do Biogás Proveniente da Biodigestão da Vinhaça em Tecnologias para Geração de Eletricidade. **Tese de Doutorado**, p. 247, 2007.

SAMANEZ, C. P. **Engenharia Econômica**. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2009.

SAMUN, I. et al. Assessment of Bioenergy Production from Solid Waste. **Energy Procedia**, v. 142, p. 655–660, 2017.

SANTANA, C. A. T. **Diseño y seleccion de elementos para una planta de biogás**. Valdivia - Chile: Universidade Austral do Chile, 2008.

SANTOS, G. DOS. **Qual é o custo para produzir silagem de milho ?** Disponível em: <<http://www.ccprleite.com.br/br/p/132/qual-e-o-custo-para-produzir-silagem-de-milho.aspx>>. Acesso em: 15 abr. 2019.

SCARLAT, N.; DALLEMAND, J. F.; FAHL, F. Biogas: Developments and perspectives in Europe. **Renewable Energy**, v. 129, p. 457–472, 2018.

SEADI, T. AL et al. **Biogas Handbook**. 1. ed. Esbjerg - Dinamarca: Esbjerg, Denmark: University of Southern Denmark Esbjerg, 2008.

SEDIYAMA, M. A. N. et al. Nutrição e produtividade de plantas de pimentão colorido , adubadas com biofertilizante de suíno. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 6, p. 588–594, 2014.

SGROI, F. et al. Economic evaluation of biogas plant size utilizing giant reed. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 49, p. 403–409, 2015a.

SGROI, F. et al. Economic performance of biogas plants using giant reed silage biomass feedstock. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 481–487, 2015b.

SHOFIE, M. et al. Comprehensive monitoring and management of a long-term thermophilic CSTR treating coffee grounds, coffee liquid, milk waste, and municipal sludge. **Bioresource Technology**, v. 192, p. 202–211, 2015.

SIDDIQUE, M. N. I.; SAKINAH, M.; ZULARISAM, A. W. Influence of flow rate variation on bio-energy generation during anaerobic co-digestion. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 27, p. 44–49, 2015.

SILVA, N. R. DA. Avaliação econômica de silagens de capim e de milho. **Seminários Aplicados do Programa de Pós- Graduação em Ciência Animal da Escola de Veterinária e Zootecnia da UFG.**, p. 17, 2011.

SILVA, J. R. et al. Scaling a Biodigester Ascendant Flow for Biogas Production via Sewer and Solid Waste. **International Conference on Renewable Energies and Power Quality**, n. 14, p. 517–520, 2016.

SILVA, R. DE A. et al. **Impactos Ambientais causados pela criação de suínos. II SIMPAC. Anais...Viçosa - MG: Anais do II SIMPAC**, 2010

SINERVO, R. **Effects of biochar addition on anaerobic digestion and comparison of different biochar qualities**. Jyväskylä - Finlândia: University of Jyväskylä, 2017.

SINGH, R.; ANAND, R. C. Comparative performances of Indian small solid-state and conventional anaerobic digesters. **Bioresource Technology**, v. 47, n. 3, p. 235–238, 1994.

SMYTH, B. M.; SMYTH, H.; MURPHY, J. D. Can grass biomethane be an economically viable biofuel for the farmer and the consumer? **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, n. 4, p. 519–537, 2010.

SOARES, H. M. **Digestão anaeróbia de efluentes de fábricas de cervejas e refrigerantes em reator tipo fluxo ascendente com manta de lodo (UASB)**São PauloDissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, , 1990.

SONG, Z.; ZHANG, C. Anaerobic codigestion of pretreated wheat straw with cattle manure and analysis of the microbial community. **Bioresource Technology**, v. 186, p. 128–135, 2015.

SOSNOWSKI, P. et al. Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5731–5737, 2008.

SOUZA, A.; CLEMENTE, A. **Decisões financeiras e análise de investimentos: fundamentos, técnicas e aplicações**. 5a. ed. São Paulo: Atlas, 2004.

SOUZA, R. J. DE; JÚNIOR, D. S. DA S.; SPIEGEL, T. Para além do VPL e da TIR: Aplicação de métodos analíticos estocásticos à avaliação de projetos: Estudo de cenários de negócios do mercado de cervejas artesanais. **Revista de Contabilidade do Mestrado em Ciências Contábeis da UERJ (online)**, v. 21, n. 3, p. 74–94, 2016.

SOUZA, G. M. et al. **Bioenergy & Sustainability: bringing the gaps**. 1a. ed. São Paulo: Scientific Committee on Problems of the Environment - SCOPE 72, 2015.

SOUZA, S. N. M. D. E. et al. Gas emission and efficiency of an engine-generator set running on biogas. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 36, n. 4, p. 613–621, 2016.

Swedish Gas Centre. **Basic Data on Biogas**, 2012.

TREVISAN, E. **Fretes com lucro**. Disponível em: <<https://fretecomlucro.com.br/consumo-de-combustivel/>>. Acesso em: 20 abr. 2019.

UPME. Unidad de Planeación Minero Energética - UPME, “Formulación de un programa basico de normalizacion para aplicaciones de energías alternativas y difusión”. **Documento ANC-0603-19-01**, v. 01, n. 01, p. 47, 2003.

UTECH, C. et al. Avaliação de variações térmicas em biodigestor modelo Biokohler no período de transição outono - inverno. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 6, n. 2, p. 20, 2017.

VARNERO, M. T. et al. **Aprovechamiento racional de desechos orgánicos**. Santiago, Chile: Ministerio de Agricultura (FIA). Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, 1990.

VERSIANI, B. M. Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do campus da UFRJ. **Dissertação de Mestrado**, p. 78, 2005.

VIEIRA, M. T.; MIRANDA, D. H. DE. Biogás Como Fertilizante. v. 13, 2016.

VRIES, J. W. DE et al. Bioresource Technology Comparing environmental consequences of anaerobic mono- and co-digestion of pig manure to produce bio-energy – A life cycle perspective. **Bioresource Technology**, v. 125, p. 239–248, 2012.

VRIES, J. W. DE; GROENESTEIN, C. M.; BOER, I. J. M. DE. Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy. **Journal of Environmental Management**, v. 102, n. x, p. 173–183, 2012.

WALLA, C.; SCHNEEBERGER, W. The optimal size for biogas plants. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, n. 6, p. 551–557, 2008.

WANG, G. Biogas Production from Energy Crops and Agriculture Residues. **Technical University of Denmark. Risø-PhD-72(EN)**, p. 89, 2010.

WANG, M.; SARICKS, C.; LEE, H. **Fuel-cycle Energy and Emission Impacts of Ethanol-Diesel Blends in Urban Buses and Farming Tractors** Prepared for Illinois Department of Commerce and Economic Opportunity Project Manager David Loos, USA, 2003.

WANG, X. et al. Effects of temperature and Carbon-Nitrogen (C/N) ratio on the performance of anaerobic co-digestion of dairy manure, chicken manure and rice straw: Focusing on ammonia inhibition. **PLoS ONE**, v. 9, n. 5, p. 1–7, 2014.

WESTERHOLM, M.; HANSSON, M.; SCHNÜRER, A. Improved biogas production from whole stillage by co-digestion with cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 314–319, 2012.

WILAWAN, W.; PHOLCHAN, P.; AGGARANGSI, P. Biogas production from co-digestion of Pennisetum purpurem cv. Pakchong 1 grass and layer chicken manure using completely stirred tank. **Energy Procedia**, v. 52, p. 216–222, 2014.

WRIGHT, M.; BROWN, R. C. Establishing the optimal sizes of different kinds of biorefineries. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 1, n. 3, p. 191–200, 2007.

WU, C. et al. Water Pollution and Human Health in China Environmental. **Environmental Health**, v. 107, n. 4, p. 251–256, 1999.

WU, X. et al. Biogas and CH₄ productivity by co-digesting swine manure with three crop residues as an external carbon source. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 11, p. 4042–4047, 2010.

XAVIER, C. A. N. et al. The efficiency of shredded and briquetted wheat straw in anaerobic co-digestion with dairy cattle manure. **Biosystems Engineering**, v. 139, p. 16–24, 2015.

YINGJIAN, L. et al. Energy balance and efficiency analysis for power generation in internal combustion engine sets using biogas. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 6, p. 25–33, 2014.

YINGJIAN, L. I. et al. **Energy use project and conversion efficiency analysis on biogas produced in breweries**. World Renewable Energy Congress. **Anais...** Linköping: 2011

ZARKADAS, I. S. et al. Thermophilic anaerobic digestion of pasteurised food wastes and dairy cattle manure in batch and large volume laboratory digesters: Focussing on mixing ratios. **Renewable Energy**, v. 80, p. 432–440, 2015.

ZHAI, N. et al. Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure. **Waste Management**, v. 38, n. 1, p. 126, 2015.

ZHANG, W. et al. Batch anaerobic co-digestion of pig manure with dewatered sewage sludge under mesophilic conditions. **Applied Energy**, v. 128, p. 175–183, 2014.

ZHENG, Z. et al. Effect of dairy manure to switchgrass co-digestion ratio on methane production and the bacterial community in batch anaerobic digestion. **Applied Energy**, v. 151, p. 249–257, 2015.

ZHONG, W. et al. Enhanced methane production from Taihu Lake blue algae by anaerobic co-digestion with corn straw in continuous feed digesters. **Bioresource Technology**, v. 134, p. 264–270, 2013.

ZIEMIŃSKI, K.; KOWALSKA-WENTEL, M. Effect of enzymatic pretreatment on anaerobic co-digestion of sugar beet pulp silage and vinasse. **Bioresource Technology**, v. 180, p. 274–280, 2015.

ZUPANČIČ, G. D.; URANJEK-ŽEVART, N.; ROŠ, M. Full-scale anaerobic co-digestion of organic waste and municipal sludge. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, n. 2, p. 162–167, 2008.

8. Anexos

Análises de Sensibilidade quanto à diferentes taxas de importação

Tabela 8.1 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário I com relação à diferentes fatores multiplicativos

Fator	Anos																				
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
$\alpha = 0,7$	-1,89	-1,31	-0,67	0,03	0,8	1,64	2,56	3,56	4,67	5,87	7,19	8,64	10,23	11,96	13,86	15,94	18,22	20,71	23,44	26,44	29,71
$\alpha = 1,0$	-3,45	-3,02	-2,54	-2,02	-1,44	-0,82	-0,13	0,62	1,44	2,34	3,33	4,41	5,59	6,88	8,3	9,85	11,55	13,41	15,45	17,68	20,13
$\alpha = 1,3$	-5,46	-5,22	-4,95	-4,66	-4,33	-3,98	-3,6	-3,18	-2,71	-2,21	-1,65	-1,05	-0,38	0,34	1,14	2,01	2,96	4,01	5,15	6,41	7,78
$\alpha = 1,5$	-7,05	-6,96	-6,86	-6,74	-6,62	-6,49	-6,34	-6,18	-6	-5,81	-5,6	-5,36	-5,11	-4,83	-4,53	-4,19	-3,83	-3,43	-2,99	-2,51	-1,99

Tabela 8.2 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário II com relação à diferentes fatores multiplicativos

Fator	Anos																				
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
$\alpha = 0,7$	-7,3	-5,15	-2,79	-0,2	2,63	5,73	9,12	12,84	16,91	21,37	26,25	31,59	37,44	43,85	50,86	58,54	66,96	76,17	86,25	97,3	109,39
$\alpha = 1,0$	-13,33	-11,75	-10,01	-8,12	-6,04	-3,76	-1,27	1,46	4,45	7,72	11,31	15,23	19,53	24,23	29,39	35,03	41,2	47,97	55,38	63,49	72,37
$\alpha = 1,3$	-21,1	-20,25	-19,33	-18,31	-17,2	-15,99	-14,66	-13,2	-11,6	-9,85	-7,94	-5,84	-3,55	-1,04	1,71	4,73	8,03	11,64	15,59	19,92	24,67
$\alpha = 1,5$	-27,24	-26,98	-26,69	-26,38	-26,04	-25,66	-25,25	-24,79	-24,3	-23,76	-23,17	-22,52	-21,81	-21,03	-20,18	-19,24	-18,22	-17,1	-15,88	-14,54	-13,07

Tabela 8.3 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário III com relação à diferentes fatores multiplicativos

Fator	Anos																				
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
$\alpha = 0,7$	-7,47	-9,06	-10,79	-12,7	-14,78	-17,06	-19,56	-22,3	-25,29	-28,57	-32,16	-36,09	-40,4	-45,12	-50,28	-55,93	-62,12	-68,9	-76,32	-84,45	-93,35
$\alpha = 1,0$	-13,64	-15,81	-18,19	-20,79	-23,65	-26,77	-30,19	-33,93	-38,04	-42,53	-47,44	-52,83	-58,72	-65,18	-72,25	-79,99	-88,46	-97,75	-107,91	-119,04	-131,22
$\alpha = 1,3$	-21,58	-24,51	-27,71	-31,22	-35,07	-39,28	-43,88	-48,93	-54,46	-60,51	-67,13	-74,39	-82,33	-91,03	-100,55	-110,98	-122,41	-134,91	-148,6	-163,6	-180,02
$\alpha = 1,5$	-27,87	-31,39	-35,25	-39,48	-44,1	-49,17	-54,72	-60,79	-67,45	-74,73	-82,71	-91,44	-101,01	-111,48	-122,95	-135,5	-149,25	-164,31	-180,8	-198,85	-218,62

Tabela 8.4 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário IV com relação à diferentes fatores multiplicativos

Fator	Anos																				
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
$\alpha = 0,7$	-3,04	-3,02	-3	-2,97	-2,95	-2,92	-2,89	-2,86	-2,82	-2,78	-2,74	-2,69	-2,64	-2,58	-2,52	-2,45	-2,38	-2,3	-2,21	-2,11	-2
$\alpha = 1,0$	-5,54	-5,76	-6	-6,27	-6,55	-6,87	-7,21	-7,59	-8	-8,46	-8,95	-9,5	-10,09	-10,74	-11,45	-12,23	-13,09	-14,03	-15,05	-16,17	-17,4
$\alpha = 1,3$	-8,77	-9,3	-9,88	-10,51	-11,2	-11,95	-12,78	-13,69	-14,68	-15,77	-16,96	-18,26	-19,69	-21,25	-22,96	-24,84	-26,89	-29,13	-31,59	-34,29	-37,24
$\alpha = 1,5$	-11,33	-12,1	-12,94	-13,86	-14,87	-15,98	-17,19	-18,51	-19,96	-21,55	-23,29	-25,19	-27,28	-29,56	-32,07	-34,8	-37,8	-41,09	-44,68	-48,62	-52,93

Análises de Sensibilidade quanto à diferentes taxas de juros

Tabela 8.5 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário I com relação à diferentes taxas de juros (%a.a.).

Taxa	Anos																				
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
5%	-3,45	-2,86	-2,24	-1,59	-0,9	-0,19	0,57	1,36	2,19	3,07	3,98	4,94	5,95	7,02	8,13	9,3	10,53	11,82	13,17	14,6	16,09
9,5%	-3,45	-3,02	-2,54	-2,02	-1,44	-0,82	-0,13	0,62	1,44	2,34	3,33	4,41	5,59	6,88	8,3	9,85	11,55	13,41	15,45	17,68	20,13
15%	-3,45	-3,2	-2,92	-2,6	-2,22	-1,79	-1,3	-0,73	-0,08	0,68	1,54	2,54	3,68	4,99	6,51	8,25	10,25	12,55	15,19	18,24	21,73
20%	-3,45	-3,38	-3,29	-3,18	-3,06	-2,91	-2,72	-2,5	-2,24	-1,93	-1,55	-1,09	-0,55	0,1	0,89	1,83	2,96	4,32	5,94	7,89	10,24
25%	-3,45	-3,55	-3,67	-3,83	-4,02	-4,27	-4,57	-4,95	-5,42	-6,01	-6,75	-7,67	-8,83	-10,27	-12,08	-14,33	-17,15	-20,68	-25,09	-30,59	-37,48

Tabela 8.6 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário II com relação à diferentes taxas de juros (%a.a.).

Taxa	Anos																				
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
5%	-13,33	-11,15	-8,86	-6,45	-3,92	-1,27	1,52	4,45	7,52	10,74	14,13	17,69	21,42	25,34	29,46	33,78	38,32	43,09	48,09	53,35	58,86
9,5%	-13,33	-11,75	-10,01	-8,12	-6,04	-3,76	-1,27	1,46	4,45	7,72	11,31	15,23	19,53	24,23	29,39	35,03	41,2	47,97	55,38	63,49	72,37
15%	-13,33	-12,48	-11,5	-10,38	-9,09	-7,6	-5,89	-3,92	-1,66	0,94	3,93	7,37	11,33	15,88	21,11	27,12	34,04	42	51,15	61,67	73,77
20%	-13,33	-13,15	-12,93	-12,66	-12,34	-11,96	-11,51	-10,96	-10,3	-9,51	-8,56	-7,43	-6,06	-4,42	-2,46	-0,1	2,73	6,13	10,2	15,09	20,96
25%	-13,33	-13,81	-14,42	-15,17	-16,11	-17,29	-18,77	-20,61	-22,91	-25,79	-29,39	-33,88	-39,51	-46,53	-55,31	-66,29	-80,02	-97,17	-118,61	-145,42	-178,92

Tabela 8.7 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário III com relação à diferentes taxas de juros (%a.a.).

Anos																					
Taxa	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
5%	-13,64	-15,2	-16,83	-18,55	-20,36	-22,25	-24,24	-26,33	-28,52	-30,83	-33,25	-35,78	-38,45	-41,25	-44,19	-47,28	-50,52	-53,92	-57,49	-61,25	-65,19
9,5%	-13,64	-15,81	-18,19	-20,79	-23,65	-26,77	-30,19	-33,93	-38,04	-42,53	-47,44	-52,83	-58,72	-65,18	-72,25	-79,99	-88,46	-97,75	-107,91	-119,04	-131,22
15%	-13,64	-16,56	-19,92	-23,79	-28,23	-33,34	-39,22	-45,98	-53,75	-62,7	-72,98	-84,8	-98,4	-114,03	-132,02	-152,7	-176,48	-203,83	-235,28	-271,45	-313,04
20%	-13,64	-17,24	-21,57	-26,76	-32,99	-40,46	-49,43	-60,19	-73,11	-88,61	-107,2	-129,52	-156,3	-188,44	-227,01	-273,28	-328,82	-395,46	-475,43	-571,39	-686,55
25%	-13,64	-17,92	-23,28	-29,98	-38,35	-48,81	-61,89	-78,25	-98,68	-124,23	-156,17	-196,09	-245,99	-308,36	-386,33	-483,79	-605,61	-757,89	-948,24	1186,17	1483,59

Tabela 8.8 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário IV com relação à diferentes taxas de juros (%a.a.).

Anos																					
Taxa	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
5%	-5,54	-5,51	-5,48	-5,45	-5,41	-5,38	-5,34	-5,3	-5,25	-5,21	-5,16	-5,11	-5,06	-5,01	-4,95	-4,89	-4,82	-4,76	-4,69	-4,62	-4,54
9,5%	-5,54	-5,76	-6	-6,27	-6,55	-6,87	-7,21	-7,59	-8	-8,46	-8,95	-9,5	-10,09	-10,74	-11,45	-12,23	-13,09	-14,03	-15,05	-16,17	-17,4
15%	-5,54	-6,07	-6,67	-7,36	-8,16	-9,08	-10,13	-11,34	-12,74	-14,34	-16,18	-18,3	-20,74	-23,54	-26,77	-30,48	-34,74	-39,64	-45,28	-51,77	-59,22
20%	-5,54	-6,35	-7,31	-8,46	-9,84	-11,51	-13,5	-15,89	-18,76	-22,21	-26,34	-31,3	-37,26	-44,4	-52,97	-63,26	-75,6	-90,41	-108,19	-129,52	-155,12
25%	-5,54	-6,62	-7,97	-9,66	-11,76	-14,39	-17,69	-21,8	-26,94	-33,37	-41,4	-51,45	-64	-79,69	-99,31	-123,83	-154,48	-192,79	-240,68	-300,54	-375,37

Análises de Sensibilidade quanto à diferentes preços de energia

Tabela 8.9 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário I com relação à diferentes preços de energia (R\$/kWh).

Anos																					
Preço	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
0,2590	-3,45	-3,48	-3,52	-3,56	-3,6	-3,64	-3,69	-3,75	-3,81	-3,87	-3,94	-4,02	-4,11	-4,2	-4,31	-4,42	-4,54	-4,68	-4,83	-4,99	-5,17
0,3590	-3,45	-3,25	-3,03	-2,79	-2,52	-2,23	-1,91	-1,56	-1,18	-0,77	-0,31	0,19	0,74	1,34	2	2,72	3,51	4,37	5,31	6,35	7,48
0,4590	-3,45	-3,02	-2,54	-2,02	-1,44	-0,82	-0,13	0,62	1,44	2,34	3,33	4,41	5,59	6,88	8,3	9,85	11,55	13,41	15,45	17,68	20,13
0,5590	-3,45	-2,78	-2,05	-1,25	-0,37	0,59	1,65	2,8	4,07	5,45	6,96	8,62	10,44	12,43	14,61	16,99	19,6	22,46	25,59	29,02	32,77

Tabela 8.10 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário II com relação à diferentes preços de energia (R\$/kWh).

Preço	Anos																				
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
0,2590	-13,33	-15,3	-17,45	-19,8	-22,38	-25,21	-28,3	-31,69	-35,4	-39,46	-43,91	-48,78	-54,11	-59,95	-66,34	-73,34	-81,01	-89,4	-98,6	-108,66	-119,68
0,3590	-13,33	-13,52	-13,73	-13,96	-14,21	-14,48	-14,78	-15,11	-15,47	-15,87	-16,3	-16,77	-17,29	-17,86	-18,48	-19,16	-19,9	-20,72	-21,61	-22,59	-23,66
0,4590	-13,33	-11,75	-10,01	-8,12	-6,04	-3,76	-1,27	1,46	4,45	7,72	11,31	15,23	19,53	24,23	29,39	35,03	41,2	47,97	55,38	63,49	72,37
0,5590	-13,33	-9,97	-6,3	-2,27	2,14	6,96	12,25	18,04	24,38	31,32	38,92	47,24	56,35	66,33	77,25	89,21	102,31	116,66	132,36	149,56	168,39

Tabela 8.11 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário III com relação à diferentes preços de energia (R\$/kWh).

Preço	Anos																				
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
0,2590	-13,64	-19,48	-25,88	-32,89	-40,56	-48,96	-58,16	-68,23	-79,26	-91,34	-104,57	-119,05	-134,91	-152,27	-171,29	-192,11	-214,91	-239,87	-267,21	-297,14	-329,92
0,3590	-13,64	-17,64	-22,03	-26,84	-32,1	-37,86	-44,17	-51,08	-58,65	-66,93	-76,01	-85,94	-96,82	-108,73	-121,77	-136,05	-151,69	-168,81	-187,56	-208,09	-230,57
0,4590	-13,64	-15,81	-18,19	-20,79	-23,65	-26,77	-30,19	-33,93	-38,04	-42,53	-47,44	-52,83	-58,72	-65,18	-72,25	-79,99	-88,46	-97,75	-107,91	-119,04	-131,22
0,5590	-13,64	-13,97	-14,34	-14,75	-15,19	-15,67	-16,2	-16,79	-17,42	-18,12	-18,88	-19,72	-20,63	-21,63	-22,73	-23,93	-25,24	-26,68	-28,26	-29,99	-31,88

Tabela 8.12 - Fluxo de Caixa Descontado do Cenário IV com relação à diferentes preços de energia (R\$/kWh).

Preço	Anos																				
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
0,2590	-5,54	-6,71	-8	-9,4	-10,94	-12,62	-14,46	-16,48	-18,69	-21,11	-23,76	-26,66	-29,84	-33,32	-37,13	-41,3	-45,87	-50,87	-56,34	-62,34	-68,91
0,3590	-5,54	-6,24	-7	-7,83	-8,75	-9,74	-10,84	-12,04	-13,35	-14,78	-16,36	-18,08	-19,96	-22,03	-24,29	-26,77	-29,48	-32,45	-35,7	-39,26	-43,15
0,4590	-5,54	-5,76	-6	-6,27	-6,55	-6,87	-7,21	-7,59	-8	-8,46	-8,95	-9,5	-10,09	-10,74	-11,45	-12,23	-13,09	-14,03	-15,05	-16,17	-17,4
0,5590	-5,54	-5,29	-5,01	-4,7	-4,36	-3,99	-3,59	-3,15	-2,66	-2,13	-1,55	-0,91	-0,22	0,55	1,38	2,3	3,3	4,4	5,6	6,91	8,35