UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

FELIPE GUEDES PUCCI

Subsídios para o desenvolvimento de alternativas tecnológicas de aproveitamento de resíduos
orgânicos em comunidades rurais e periurbanas

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos – SP

2016

FELIPE GUEDES PUCCI

Subsídios para o desenvolvimento de alternativas tecnológicas de aproveitamento de
resíduos orgânicos em comunidades rurais e periurbanas

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia
de São Carlos, da Universidade de São Paulo,
como parte dos requisitos para a obtenção do
título de Mestre em Ciências: Engenharia
Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Professor Assoc. Valdir Schalch

São Carlos – SP

2016

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Pucci, Felipe Guedes
P977s Subsídios para o desenvolvimento de alternativas
tecnológicas de aproveitamento de resíduos orgânicos em
comunidades rurais e periurbanas / Felipe Guedes Pucci;
orientador Valdir Schalch. São Carlos, 2016.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de
Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2016.

1. Biogás. 2. Biometanização. 3. Lagoa facultativa.
4. Resíduos orgânicos. 5. Lagoas integradas. 6.
Saneamento rural. 7. Lagoas integradas. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **FELIPE GUEDES PUCCI**.

Título da dissertação: "Subsídios para o desenvolvimento de alternativas tecnológicas de aproveitamento de resíduos orgânicos em comunidades rurais e periurbanas".

Data da defesa: 09/12/2016.

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Associado **Valdir Schalch**
(Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADO

Prof. Titular **Roque Passos Piveli**
(Escola Politécnica/EP-USP)

APROVADO

Prof. Dr. **Wellington Cyro de Almeida Leite**
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP-Guaratinguetá)

APROVADO

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Profa. Associada **Maria Bernadete A. Varesche Silva**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Luis Fernando Costa Alberto**

Dedicado a todos os organismos vivos desse universo, a todos os ciclos autopoieticos, e a toda a teia de mútua interpermuta entre partículas e energia, dedicado especialmente a todos os conhecimentos e sabedorias que se desfazem e refazem nos eternos ciclos cognitivos das mentes.

AGRADECIMENTOS

Gratidão infinita a todos os meus antepassados, pais, parentes, amigos, professora(e)s e namoradas. Todos tiveram um papel decisivo no meu desenvolvimento pessoal, intelectual, emocional e físico.

À Sabesp, por ter construído a estação de tratamento de esgoto de Franca – SP, minha cidade natal, onde eu pude constatar duas potencialidades dos resíduos orgânicos biodegradáveis. A primeira, a potencialidade energética - por meio do fogo permanente do flare de combustão do biogás gerado nos biodigestores dos lodos, e não aproveitado. E a segunda, a potencialidade nutritiva do sólido retirado do esgoto, essa última potencialidade ganhou significado quando, numa visita a essa ETE, contemplei a forte cor verde escura de algas que se disseminavam nas poças de água da chuva que escorreu do pátio onde o biosólido (Sabesfértil) da ETE é deixado a maturar, se não bastasse, olhei mais para a frente e vi a infinidade de brotos de tomate recém nascidos crescendo ao longo do pátio de secagem e maturação. Essas duas potencialidades me motivaram a seguir o caminho do saneamento.

À todos aqueles que editam e editaram a Wikipédia anglófona e lusófona e a todos os pensadores, filósofos e acadêmicos, que compartilharam e compartilham suas cognições com a humanidade, vocês todos são gigantes maravilhosos que me emocionam todos os dias com as visões e sínteses magníficas de novos conhecimentos e paradigmas.

Aos impostos coletados pelo estado brasileiro e reinvestidos na sustentação do ensino superior público, o que permitiu minha graduação no curso de engenharia química na Universidade Federal de São Carlos, assim como tornou possível essa dissertação de

mestrado via bolsa de mestrado concedida pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de nível Superior (CAPES), da fundação do Ministério da Educação (MEC).

“Isto sabemos.

todas as coisas estão ligadas

como o sangue

que une uma família...

Tudo o que acontece com a Terra,

acontece com os filhos e filhas da

Terra.

O homem não tece a teia da vida;

ele é apenas um fio.

Tudo o que faz à teia,

ele faz a si mesmo.”

- TED PERRY, inspirado no Chefe
Seattle

(A Teia da Vida de Fritjof Capra)

“Recolhei os pedaços que sobraram para que nada se perca”

JOÃO 6:12

RESUMO

PUCCI, F. G. **Subsídios para o desenvolvimento de alternativas tecnológicas de aproveitamento de resíduos orgânicos em comunidades rurais e periurbanas.** 2016. 204 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

O modo de vida da humanidade demanda novas alternativas às fontes energéticas fósseis, precisa garantir a produção de alimentos e energia para uma população que já ultrapassa 7 bilhões, além de ter de gerir seus Resíduos Sólidos (RS) e efluentes (esgoto), em que grande parte dos primeiros, são enterrados em aterros sanitários e/ou lixões, gerando problemas sanitários e ambientais e desperdício de nutrientes para a agricultura. Parte dessa tripla solução energética/alimentar/sanitária pode vir dos recursos contidos nos Resíduos Biodegradáveis (RB), ou como dito na Lei Brasileira Nº12.305 - “*Resíduos Orgânicos*” (RO), que podem ser biometanizados para gerar gás combustível, metano, CH₄ e/ou gás hidrogênio, H₂ e posterior uso do sólido e líquido resultante na forma de substrato para a agricultura, ou processos fotossintéticos aquáticos mediados por microalgas e macrófitas. Paralelamente ao tratamento anaeróbico, se os RO forem tratados aeróbicamente, via compostagem e/ou vermicompostagem, não se gera nenhum gás combustível que possa ser usado em outro momento e local, apenas calor. Diante desse quadro, se propõe uma alternativa para o tratamento de resíduos biodegradáveis e efluentes domésticos em zonas rurais e periurbanas, por meio da proposta de uma pequena central de tratamento de resíduos orgânicos composta por uma lagoa facultativa com geração e coleta de biogás, associada com um sistema de hidrolisação de resíduos sólidos orgânicos e de tratamento de biogás, havendo a separação do CO₂ em fase aquosa para alimentação de carbono e alcalinidade ao sistema de bacia de fotossíntese de microalgas e macrófitas do gênero *lemna*. Foram realizados balanços de água, nutrientes, eletricidade e monetário para aferir a consistência teórica para futura aplicação dos projetos e suprir as três demandas/soluções citadas. Foi possível aferir que o custo do metro cúbico de gás metano gerado ficou em torno de 0,5- 4 R\$.m⁻³ de gás metano. Foi possível propor um projeto para se caminhar no sentido de poder dar base a trabalhos futuros, que desenvolvam métodos inovadores de gestão de resíduos para serem aplicados no Brasil, com o fim de descentralizadamente adequar os municípios ao PNRS, ao mesmo tempo em que se cria na nação o conceito de biorefinaria, integrando-a ao saneamento básico e ambiente, em prol da soberania individual energética/alimentar/hidrológica dos brasileiros.

Palavras-chave: Biogás. Biometanização. Lagoa facultativa. Resíduos orgânicos. Lagoas integradas. Saneamento rural.

ABSTRACT

PUCCI, F. G. **Subsidies for the development of technological alternatives to organic waste refining in rural and periurban communities**. 2016. 204 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

People's way of living demands alternatives to fossil energy, needs to produce food for a population that has already reached more than seven billion and has to deal with waste generation, namely solid wastes and sewage, while most of the first are buried in landfills or even dumped, generating sanitary and environmental problems while wasting nutrients for agriculture. Part of that triple energy/food/sanitation solution can come from biodegradable wastes, or like the way is said on Brazilian Law N°12.305 – “*Organic Wastes*”, that can be converted into biogas, methane or hydrogen gas, and subsequent use of solid and liquid digestate for agriculture, or aquatic photosynthetic processes mediated by microalgae and macrophytes. Parallel to anaerobic treatment, if organic wastes are aerobically treated, by composting and/or wormcomposting, not any renewable gas will be generated for later use, it just generates heat. By this cenário, this master thesis propose and evaluate, technological alternatives for biodegradable waste and wastewaters in cities vicinities and/or rural areas nearby urban areas by proposing a small biodegradable waste treatment plant composed of a facultative lagoon with biogas generation on its bottom, associated with a system of solid waste hydrolysis built inside a shed which realizes biogas treatment as well, with carbon dioxide gas liquid separation for carbon and alkalinity feeding the multispecies photosynthesis bowl, half consisted of dispersed microalgae and the other half composed of macrophyte of *lemna* genera. Water, nutrients, electricity and money balances were done in order assess the theoretical consistency for future development of those projects and quench the three cited demands/solutions. It was possible to affirm that the cost of a cubic meter of methane gás is around 0,5 – 4 R\$.m⁻³. Projects were proposed, that can develop innovative methods for biodegradable waste management to be done in Brazil, with the ultimate goal of adequating towns to the National Solid Waste Policy (Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS in portuguese) in a decentralized manner, meanwhile it helps to create along the nation the biorefinery concept, integrating itself into waterworks, sanitation and the environment, feeding individuals energy, food and hydrological sovereignty of brazilians.

Keywords: Biogas. Biomethanation. Facultative lagoon. Organic wastes. Integrated lagoons. Rural sanitation. Integrated lagoons

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Trajeto típico da matéria-energia, do berço ao túmulo, dos alimentos e produtos da sociedade.....	26
Figura 2 – Caminhos anaeróbios de reaproveitamento dos resíduos biodegradáveis, do lado esquerdo, e do lado direito o caminho dos resíduos orgânicos poliméricos.....	27
Figura 3 - Mapa estimado paleogeográfico da terra no começo do período carbonífero, momento que a Pangéia ainda estava se formando, há cerca de 346.000.000 de anos atrás....	36
Figura 4 – Biodigestor convencional sem mistura.	92
Figura 5 – Biodigestor de mistura	92
Figura 6 – Desenho do processo de funcionamento de um filtro anaeróbio de estágio simples.	96
Figura 7 – Ilustração de um sistema que realize a digestão em duas etapas.	97
Figura 8 – Ilustração de um sistema feito com dois estágios de reatores e com recirculação de biogás.	97
Figura 9 – Representação de experimento de partida de reator de biometanização em fase sólida e líquida.....	99
Figura 10 – Digestor do tipo tanque séptico.....	103
Figura 11 – Diagrama explicativo do sistema desenvolvido pela EMBRAPA para tratamento da água do vaso sanitário.....	104
Figura 12 – Corte transversal do tanque de travis com a haleta interna que permite a criação de dois ambientes, um de sedimentação e outro de digestão.	105
Figura 13 – Detalhes construtivos das mudanças que Imhoff promoveu no tanque Travis.	106
Figura 14 – Digestor de domo fixo, feito de alvenaria estrutural.....	107
Figura 15 – Desenho de reator do tipo indiano, a haleta interna, e a entrada e saída em nível baixo.	108
Figura 16 – Biodigestor tubular de vala	111
Figura 17 – Modelo de biodigestor de trincheira coberto com lona de PVC tratando resíduos de suínos na Granja Niterói em Lavras – MG, em estudo de RICARDO (2012)....	112
Figura 18 – Representação do processo de biodigestão por contato anaeróbio.	113
Figura 19 – Ilustração do digestor em fase seca do tipo Valorga, de recirculação de biogás.....	118

Figura 20 – Reator de biometanização em fase seca do tipo Dranco. Este tanque realiza o fluxo do material de forma descendente no fundo cônico.....	119
Figura 21 - Esquema de um tanque com uma coluna de recheio acoplada utilizada para a lavagem do biogás e retida de gás carbônico e gás sulfídrico.	125
Figura 22 – Desenho (vista lateral e corte central, armado A e desarmado B) da tecnologia Embrapa Biogás TF-01. Cujos componentes são: 01) Corpo; 02) Pino; 03) Haste fixa com gancho na extremidade; 04) Haste móvel com gancho na extremidade; 05) Mola propulsora; 06) Anel “sensor”, encaixado entre ganchos e; 07) Freio.	128
Figura 23 – Desenho (vista lateral A e frontal B) do anel ou anilha – sensor metálico a ser corroído, feito em aço carbono 1015 ou similar.	128
Figura 24 – Desenho esquemático representando o digestor, a estrutura de geração/coleta de biogás submersa dentro da lagoa, e sistema de borbulhamento passivo do biogás.	129
Figura 25 – Esquema de adaptação feita para alimentar com biogás um motor a gasolina, inserindo o tubo de biogás junto com a entrada de ar.	134
Figura 26 – Fotografia exibindo o experimento e gráfico mostrando a taxa de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (verde), fosfatos (vermelho) e nitrogênio amoniacal (azul).	147
Figura 27 – Uso de macroalgas para o condicionamento de água dos aquários.	150
Figura 28 – Sistema de tratamento de lagoas integradas criado por Oswald e colaboradores na Califórnia, em Berkley.	153
Figura 29 – Corte longitudinal da lagoa facultativa (5) presente na Figura 28.	153
Figura 30 – Vista superior de toda a planta de beneficiamento integrado de resíduos orgânicos, a ser explicada mais detalhadamente adiante.	156
Figura 31 – Vista superior da précaixa de areia e de acúmulo de gordura para reter ambos, antes do efluente chegar no fundo e no centro da lagoa facultativa. Existe uma haleta posicionada cerca de 25 cm antes da saída.	157
Figura 32 – Visão em corte longitudinal da précaixa de areia e gordura que recebe os efluentes líquidos.	158
Figura 33 – Dimensões e descrição de componentes presentes na lagoa facultativa Os tempos de detenção hidráulica do primeiro e segundo compartimento anaeróbio são de 2,6 e 18,9 dias, respectivamente, para os fluxos calculados no balanço de água.	159
Figura 34 – Visão superior da proposta de lagoa facultativa sem os componentes superiores, há a pré caixa na parte inferior esquerda, a caixa de bombas na parte inferior central, a edificação de hidrólise, armazenagem e tratamento de biogás na parte inferior direita	

com a visão do telhado contendo as serpentinas de aquecimento e as duas placas fotovoltaicas, e a bacia de algas e macrófitas na parte superior direita.	161
Figura 35 – Descrição dos fluxos criados dentro da lagoa facultativa, assim como as fases da biometanização.	162
Figura 36 – Descrição do sistema de borbulhamento e beneficiamento natural de biogás.	163
Figura 37 – Descrição do posicionamento da gaiola de peixes e decantação de sólidos da parte aeróbia para a parte anaeróbia.	164
Figura 38 – Visão superior da lagoa facultativa com as estruturas em sua superfície, os três retentores de macrófitas da espécie <i>Eichhornia crassipes</i> (aguapé).....	165
Figura 39 – Descrição dos componentes da caixa de bombas de apoio da lagoa facultativa, e da bomba do aquecedor.	167
Figura 40 – Ilustração de proposta de digestor de saco de cebola (polipropileno trançado) em barril (de PEAD) de 200 L com duas saídas, uma de entrada e saída de líquido e outra de saída de biogás	168
Figura 41 – Visão superior do sistema de hidrólise de resíduos sólidos feitos em barril de polietileno de 200 L em suporte basculado.	169
Figura 42 – Visão lateral do sistema de hidrólise de resíduos sólidos feitos em barril de polietileno de 200 L em suporte basculado	170
Figura 43 – Descrição da recirculação de água entre a lagoa e a bacia de fotossíntese, com criação conjunta de macrófitas do gênero <i>lemna</i> e microalgas.	171
Figura 44 – Representação do telhado do galpão de armazenamento e lavagem do biogás, coleta de energia solar térmica e elétrica fotovoltaica e de hidrólise de resíduos sólidos.....	172
Figura 45 – Edificação para acondicionamento dos elementos de armazenamento, refrigeração e lavagem de biogás.	173
Figura 46 – Vista lateral da edificação de armazenamento de biogás.....	174
Figura 47 – Visão lateral dos componentes da edificação de armazenamento, lavagem e resfriamento do biogás gerado.....	175

LISTA DE TABELAS

Tabela 1– Crescimento populacional em relação a disponibilidade de terra agricultável	17
Tabela 2 – Descrição da mudança de paradigmas que estão ocorrendo com a ciência no decorrer do desenvolvimento da física moderna.	41
Tabela 3 – Características da FORSU (triturada a 5-10 mm)	64
Tabela 4 – Descrição dos processos, aditivos e resíduos gerados nas atividades de fabricação da polpa e do papel	68
Tabela 5 - Mais comuns gêneros de espécies de bactérias fermentativas presentes na digestão anaeróbia.	85
Tabela 6 – Descrição das meias reações envolvidas na digestão anaeróbia da matéria orgânica dos efluentes	88
Tabela 7 – Performance de tratamento por meio da redução das concentrações de elementos entre a entrada e a saída do biodigestor tubular operado na Costa Rica	111
Tabela 8 - Solubilidades aproximadas do CO ₂ (em g/l) na água.....	123
Tabela 9 – Produtividades de experimentos que usam o digestato líquido de biometanizadores para a produção de carpas	140
Tabela 10 – Descrição das dimensões das estruturas que compõem o sistema de beneficiamento e reaproveitamento bioenergético de resíduos orgânicos	159
Tabela 11 – Dimensões dos reservatórios de biogás	174
Tabela 12 – Descrição da composição da FORSU gerada por 9 pessoas e a contribuição resultante em nutrientes e sólidos voláteis	177
Tabela 13 – Geração de esterco de porco, cinco cabeças.....	178
Tabela 14 – Quantidade gerada de esterco de cavalo.....	178
Tabela 15 – Quantidade de geração efetuada pelo o equivalente a 8 galinhas.....	179
Tabela 16 – Geração de duas vacas leiteiras	179
Tabela 17 – Somatório total de alimentação de DQO no sistema anaeróbio	179
Tabela 18 – Geração possível a partir da estimativa das quantidades de resíduos gerados na propriedade	180
Tabela 19 – Quantidades de água que podem entrar em cada alimentação para o sistema subtraído da quantidade de água que evapora por dia da área equivalente a lagoa e a bacia.	181
Tabela 20 – Descrição do total de consumo de geração do sistema fotovoltaico	182

Tabela 21 – Consumo dos elementos alimentados com eletricidade da rede elétrica.....	182
Tabela 22 – Descrição discriminada dos materiais elencados necessários para a construção da lagoa facultativa.....	183
Tabela 23 – Descrição dos materiais necessários para o desenvolvimento do sistema de aquecimento da água	184
Tabela 24 – Descrição dos componentes necessários para a construção do sistema de armazenamento e lavagem de gases	184
Tabela 25 – Descrição dos componentes necessários para a construção do sistema de bacia de algas e macrófitas	185
Tabela 26 – Descrição dos custos dos componentes necessários para a construção sistema de hidrólise	185
Tabela 27 – Custo total dos diferentes sistemas propostos para compor uma unidade beneficiamento de efluentes e resíduos orgânicos.....	185

LISTA DE DIAGRAMAS

Diagrama 1 – Classificação dos resíduos de acordo com a fonte geradora.....	48
Diagrama 2 - Classificação dos RD em função dos tipos de materiais que o compõem. .	49
Diagrama 3 – Diagrama do processo de beneficiamento do arroz em uma fazenda localizada na Tailândia.	59
Diagrama 4 – Descrição dos fluxos da fazenda Tailandesa Kirikan.....	60
Diagrama 5 – Descrição dos fluxos de uma possível usina sucroalcooleira que opere no padrão de uma biorefinaria química, produzindo plataformas químicas de origem vegetal....	67
Diagrama 6 – Exemplo de uma planta de processamento de raízes de mandioca e seus efluentes.....	72
Diagrama 7 – Melhora possível no rendimento da digestão anaeróbia em fase sólida de cavaco de madeira que foi submetido a criação de cogumelos	75
Diagrama 8 – Representação dos processos anteriores e posteriores da biometanização de resíduos orgânicos biodegradáveis, assim como os parâmetros a serem respeitados no projeto de um biometanizador.	77
Diagrama 9 – Fluxo da matéria orgânica biodegradável dentro de um biometanizador separada por grupos de microorganismos que realizam essas transformações, acidogênicos, acetogênicos, acetoclásticos, hidrogenotrófos.....	82
Diagrama 10 – Caminhos bioquímicos que a matéria orgânica pode tomar num primeiro momento de hidrólise (primeiros quadros na parte mais alta do diagrama) até a acidogênese bacteriana (quadros mais inferiores).....	84
Diagrama 11 – Fluxo de um biodigestor de mistura sem recirculação	98
Diagrama 12 – Fluxo de operação completamente misturado com recirculação, note que esse processo é o próprio princípio do processo de contato anaeróbio.	99
Diagrama 13 – Modo de operação em fluxo pistonado com recirculação de sólidos	99
Diagrama 14 – Descrição de um sistema de digestão de resíduos sólidos operando com três reatores metanogênicos combinados, um reator do tipo garagem o reator líquido do meio, e o reator da direita, de leito aderido.	121
Diagrama 15 – Perdas totais de um motor alternativo a gás, 60 % da energia de entrada.	133
Diagrama 16 – Fluxogramas de métodos de tratamento para aplicação em campo do digestato da biometanização.....	137

Diagrama 17 – Continuação dos fluxogramas de métodos de tratamento para aplicação em campo do digestato da biometanização.	138
Diagrama 18 – Caminho da ração de um sistema convencional de criação de bagre americano.....	143
Diagrama 19 – Avaliação do ciclo de vida feita por grupo de pesquisa francês para a produção de 100 ha de alga em lagos do tipo circuito acoplada a produção de biogas, os autores exibem os valores dos fluxos calculados a partir das proposições feitas em estudo.	151
Diagrama 20 – Fluxograma do sistema proposto de gestão dos resíduos orgânicos de uma propriedade	155

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	3
LISTA DE FIGURAS	5
LISTA DE TABELAS	8
LISTA DE DIAGRAMAS	10
SUMÁRIO.....	12
1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	28
2.1 Objetivo geral	28
2.2 Objetivos específicos.....	28
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	29
3.1 Transformações: do uso da energia, dos paradigmas e do conceito de resíduo .	29
3.2 Resíduos Sólidos	45
3.2.1 Classificação de acordo com a fonte geradora	47
3.2.2 Composição gravimétrica.....	48
3.2.3 Destinação final do Resíduo Sólido Urbano	51
3.3 As Frações orgânicas em cada origem de resíduo sólido	54
3.3.1 Em Resíduos Agrosilvopastoris	54
3.3.2 Em Resíduos da Construção Civil.....	60
3.3.3 Em Resíduos Domiciliares	64
3.3.4 Em Resíduos Industriais.....	65
3.3.5 Em Resíduos Públicos de limpeza urbana	74
3.4 Biometanização	75
3.4.1 A respiração anaeróbia na origem da vida	79
3.4.2 Fases da metanogênese.....	80

3.4.3	Requerimentos ambientais	88
3.4.4	Modos de operação.....	92
3.4.5	Configurações do sistema de biometanização.....	95
3.4.6	Tipos de biodigestores.....	100
3.4.7	Tratamento e uso do biogás.....	121
3.4.8	Tratamento e uso do digestato, efluente líquido/sólido.....	135
3.5	Sistema Avançado de Lagoas Integradas (AWIPS)	152
4	MATERIAIS E MÉTODOS	155
4.1	Pré caixa de areia e gordura.....	156
4.2	Biometanizador submerso em lagoa facultativa.....	158
4.3	Sistema de hidrólise de resíduos sólidos biodegradáveis	167
4.4	Bacia de criação de macrófitas	170
4.5	Sistema de armazenamento e lavagem alcalina fria de biogás.....	171
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	177
5.1	Balanço de DQO.....	177
5.2	Balanço de água.....	180
5.3	Balanço elétrico	181
5.4	Balanço monetário.....	183
6	CONCLUSÕES	187
7	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	188
8	REFERÊNCIAS.....	190

1 INTRODUÇÃO

Nesta introdução, serão elencadas e relacionadas com o tema do trabalho, de dar subsídio para os habitantes de zonas fora das cidades a gerir resíduos orgânicos e gerar gás metano, três demandas da sociedade, a de uso de fontes de energia renováveis e descentralizadas, criação e melhoramento de áreas agricultáveis e gestão de resíduos.

A transformação da matéria orgânica biodegradável em biogás, que contém gás metano, é útil aos seres humanos por ser uma fonte de energia alternativa gerada de forma descentralizada (LOU; NAIR; HO, 2012; ROBBIANI; VOEGELI; LOHRI, 2012; GARFÍ et al., 2016). Energia descentralizada é poder descentralizado (NOGUEIRA; LORA, 2003).

Heráclito, Lavosier, e muitos outros pensadores reforçam a idéia de que a matéria e energia estão num eterno devir entre si, uma se transformando na outra incontáveis vezes, do nascimento e morte de estrelas e da consequente fusão de elementos em seu interior, até no nosso próprio nascimento e morte (CAPRA, 1987). Enquanto isso, alguns ciclos de matéria e energia da sociedade urbana não se fecham em si mesmos, e isso gera desperdício de vida para o benefício das pessoas.

Para que a revolução industrial e a consequente globalização dos modos de vida do ser humano tomasse curso, foram necessários os estímulos energético, oriundo da exploração linear da energia fóssil, e estímulo material, como o fósforo e outros minerais para a agricultura, assim como os metais já há uns milênios. A quantidade total da produção de hidrocarbonetos fósseis ainda está em crescimento, como o Gráfico 1 exhibe.

Gráfico 1 – Produção e uso estimado de hidrocarbonetos fósseis no planeta em toneladas de carbono por ano, separados por tipo de hidrocarboneto, petróleo, carvão e gás natural, uso para produção de cimento e queima do gás adjunto em flares, chaminés no local de extração do hidrocarboneto.

Fonte: (MARLAND; BODEN; ANDRES, 2007).

O uso do petróleo, gás natural e carvão pressionam a humanidade a pensar a longo prazo se a oferta destes hidrocarbonetos se manterá constante, o que constitui a primeira, das três demandas norteadoras desse trabalho. Essa é a 1ª demanda, da emancipação energética dos hidrocarbonetos. O pico do petróleo, teorização do momento em que a produção global de hidrocarbonetos não conseguir suprir mais a demanda global, já é considerado em estudos, uma fonte que terá um pico de produção em algum momento do futuro nesse século XXI (SORRELL et al., 2009) como o Gráfico 2 quer demonstrar.

Gráfico 2 – 12 Cenários de previsão (4 crescimentos por 3 estimativas de recuperação da produção) da criados pela Administração da Informação sobre energia, órgão do governo dos Estados Unidos da América, para a quantidade de bilhões de barris de petróleo produzidos por ano no globo no eixo vertical e o tempo no eixo horizontal. Fonte: (WOOD; LONG; MOREHOUSE, 2004).

Contudo, mesmo com todo esse crescimento e expectativa de término das fontes energéticas fósseis, mais de 1,6 bilhões de pessoas no planeta ainda não tem acesso a eletricidade, outros 2,6 bilhões dependem de combustíveis tradicionais como lenha e esterco seco para satisfazerem suas necessidades de calor e cozinhar, e é um fato que o uso de combustíveis de biomassa tradicionais, como a queima de lenha, é responsável por problemas de saúde, devido às condições ambientais que são criadas com a combustão direta da lenha em ambientes fechados. Isso limita oportunidades econômicas para a redução da pobreza e melhoria da qualidade de vida (GARFÍ et al., 2016).

Outro argumento a favor do uso da bioenergia de outros métodos que não a queima direta da lenha, e também em detrimento da queima de combustível fóssil, é o fato de se ter um maior retorno energético das cadeias de bioenergia, com uma razão de energia obtida (saída) pela energia gasta (entrada) da ordem de $1,25 - 3,33 \text{ MJ}_{\text{saída}} \cdot \text{MJ}_{\text{entrada}}^{-1}$, com estudos que indicam retornos de até $1 \text{ MJ}_{\text{saída}} \cdot \text{MJ}_{\text{entrada}}^{-1}$, enquanto que as cadeias de produção energia a partir de fontes fósseis exibem rendimentos da ordem de $0,35 - 0,47 \text{ MJ}_{\text{saída}} \cdot \text{MJ}_{\text{entrada}}^{-1}$ (VON LAMPE, 2010).

Num contexto de redução da abundância fóssil tanto de energia, quanto de matéria prima, se tornam mais viáveis sistemas descentralizados de produção e transformação de bens e energia, assim como toda a sociedade tende a se tornar mais “materialmente” descentralizada com a escassez de materiais fósseis.

O acesso descentralizado a energia como o uso de placas fotovoltaicas, pequenas centrais hidroelétricas, produção de biodiesel de triglicerídeos vegetais, produção de energia térmica a partir de gaseificação de material lenhoso (LORA; ANDRADE; ARADAS, 2004; NASCIMENTO, 2014) e a produção de biogás (VOEGELI; ZURBRÜGG, 2008), implicam num acesso descentralizado a energia e consequentemente ao poder, ou como dito por Nogueira e Lora (2003, p. 167)

[...]Isto indica a adaptabilidade da energia da biomassa a sistemas não centralizados, com módulos reduzidos. A opção por sistemas centralizados com biomassa pode ser inviável, devido aos custos de transporte e distribuição. Deve ser citado também o componente político: energia,

é indiscutivelmente poder, e portanto, a geração e distribuição de energia em sistemas isolados significa distribuir de alguma maneira o poder e a capacidade de decisão.

Contudo, energeticamente dizendo, a tecnologia de produzir o biogás de resíduos orgânicos não é de todo uma solução absoluta para fornecer ao País, energia elétrica de fonte alternativa. Todas as outras fontes de energia renovável necessitam ser desenvolvidas e aplicadas se o objetivo for a busca pela emancipação da energia oriunda dos combustíveis fósseis. Salomon e Lora (2009) calculam o potencial de geração de energia elétrica que o biogás tem, partindo de uma estimativa da geração total dos resíduos orgânicos do país, a vinhaça, os resíduos sólidos e líquidos urbanos (esgoto e FORSU, respectivamente), e resíduos da pecuária (esterco bovino e suíno), e pensando que toda essa matéria orgânica biodegradável fosse usada para a geração de biogás. O resultado aponta um incremento de 1,16 – 1,24 % possível do total de energia elétrica gerada avaliada no ano de 2005, que poderia ser obtido com o uso do biogás como fonte de combustível para a geração de eletricidade descentralizada (eficiência de 27 e 29 %, em micro turbina de 30 kW e motor a combustão interna de 80 kW, respectivamente).

Paralelo ao crescimento do uso e dependência das fontes fósseis, existe uma segunda demanda civilizatória, que surge na medida em que a população planetária cresce e a quantidade de áreas agricultáveis não, o que ocasiona uma redução da área agricultável per capita, como a Tabela 1 exhibe.

Tabela 1– Crescimento populacional em relação a disponibilidade de terra agricultável

Ano	População estimada (bilhões)	Terra agricultável (ha/habitante)
2000	6	1
2020	10	0,6
2063	22	0,3
2100	?	0,1-0,2

Nota: Superfície total da terra é estimada em 51 bilhões de ha. Somente 6 bilhões são terras agricultáveis
Fonte: (OSWALD, 1995).

Quando se soma a demanda crescente por energia renovável com a redução de áreas agricultáveis, se desencoraja o uso da energia de biomassa de primeira geração, como a produção de etanol via fermentação da cana de açúcar, milho ou beterraba, já que essa bioenergia de primeira geração compete por áreas agricultáveis. Além do argumento que, a

fermentação alcoólica, se comparada com a fermentação metanogênica, é um processo pouco eficiente em conservar a energia da biomassa original no combustível. Já que é elevada a quantidade de energia necessária para o processo de destilação, para a separação do etanol, após a fermentação. A fermentação alcoólica, com valores calculados de ganho de energia da ordem de $94-116 \text{ kJ.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, tem um rendimento 83,7 - 85,7 % inferior se comparado com a via metanogênica usando a mesma cana de açúcar, que renderia $576-811 \text{ kJ.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (SHILTON; GUIEYSSE, 2010). Ainda há o fato que o plantio de culturas diretamente para a produção de biogás resulta em mais impactos ambientais do que apenas a busca pela recuperação da energia dos resíduos urbanos, em codigestão, como os esterco combinados com resíduos vegetais não lenhosos (HIJAZI et al., 2016) e outras codigestões.

Dessa forma, um caminho sustentável de transformação da energia solar da biomassa em alguma forma de energia aproveitável, pode ser por meio biometanização da biomassa “marginal” (SHILTON, GUIEYSSE, 2010). Além de ser um processo que não ocupa áreas agricultáveis, pois usa os próprios resíduos da agricultura, agroindústria, assim como busca os resíduos biodegradáveis da cidade mais próxima, permite o retorno dos nutrientes desses resíduos (orgânicos biodegradáveis) para a agricultura, via o retorno aos campos, do digestato líquido e sólido oriundos da biometanização, o que melhora a qualidade do solo e permite que mais carbono seja estocado no mesmo, melhorando a retenção de água nos períodos sem chuva e, conseqüentemente, reduz o estresse hídrico, melhorando a produtividade do sistema agrícola ou agroflorestal (LIU et al., 2011; PATRICIO, 2014; YAGIOKA et al., 2015; ZRIBI et al., 2015).

O uso da energia contida em resíduos biodegradáveis via a biometanização de resíduos como o esgoto, a Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU, e.g. restos de comida, papel sujo, varrição, podas e capina) e a Fração Orgânica dos Resíduos Agrosilvopastoris (FORA e.g. resíduos vegetais das partes das plantas não comercializáveis e não úteis à alimentação animal, e os esterco oriundos das criações de animais, como vacas, porcos, cabras e cavalos, assim como lodos de tanques de peixes), são favorecidos nesse contexto de redução da área agricultável per capita, o que compõe a segunda demanda norteadora.

Outros tipos de atividades favorecidas com a redução da área agricultável per capita são: a hidroponia, produção hortaliças com as raízes imersas em água nutritiva e aerada, que tem sua viabilidade aumentada quanto mais próxima de megalópoles (RESH, 2013); a algacultura, produção de micro ou macro algas em tanques (DE LA NOUE; DE PAUW, 1988; COLLET et al., 2011; MURPHY; ALLEN, 2011; ARUN; SINGH, 2012; SPERANZA; INGRAM;

LEEKE, 2015); e a associação destas duas últimas com a piscicultura e a aquicultura em geral, isso tudo associado ou não com o saneamento local (MARTINS et al., 2010; MIRZOYAN; TAL; GROSS, 2010; DIANA et al., 2013; MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA et al., 2015; SUHR; LETELIER-GORDO; LUND, 2015). Sistemas como esse são compactos, realizam o reaproveitamento da energia dos resíduos e usam o digestato diretamente em tanques de algas e/ou macrófitas, já que seria necessário apenas 3% de área de cultivo de algas e/ou macrófitas do que seria necessário de área de lavoura para suportar o aporte do digestato via fertirrigação (XIA; MURPHY, 2016).

Esses sistemas se tornam realmente vantajosos quando, somado a uma densidade populacional que pressiona a vinda de alimento de longe, cria dificuldades para o retorno, do espaço urbano para o espaço rural, dos nutrientes dos resíduos orgânicos, talvez pelo fato de toda a lavoura no raio de 30 – 50 km já estar saturada com nutrientes, como o nitrogênio e fósforo, principalmente, e isso demandar deslocamentos do digestato sólido/líquido inviáveis. Problema que tem sido comum na Alemanha, país que já tem realizado o reaproveitamento energético e material dos resíduos biodegradáveis em suas lavouras e tem enfrentado saturação de nitrogênio e fósforo em solos num raio de cerca de dezenas de km ao redor de usinas de biogás (REHL; MÜLLER, 2011; CROXATTO VEGA et al., 2014; TAMPIO; MARTTINEN; RINTALA, 2016).

Já a terceira demanda condutora da argumentação desse trabalho é o processo de gestão e gerenciamento dos resíduos de natureza biodegradável, os resíduos orgânicos, e exigem seu reaproveitamento energético e material para serem viáveis, pois, uma vez havendo em uma região, sistemas economicamente viáveis de reaproveitamento de resíduos orgânicos, ocorre a valoração desse resíduo, naturalmente encorajando sua separação e coleta na fonte.

Desde a revolução industrial, se iniciou um processo de aceitação da descartabilidade dos produtos, e efemeridade dos mesmos. Isso gerou um aumento na quantidade, e nos tipos de resíduos sólidos dos aglomerados humanos, como plásticos e outros polímeros sintéticos, (borrachas, adesivos e tintas). Como exemplo, desde os anos 50, a produção mundial de plástico saltou de 1,5 milhão de toneladas para 225 milhões de toneladas em 2004 e daí para 311 milhões de toneladas em 2014, o que significa um aumento de cerca de 15.000,00 % de 1950 – 2004 (150 vezes) e cerca de 40 % entre 2004-2014 (BÉLGICA, 2015).

Os recursos oriundos da mineração e da agricultura, são transformados pela indústria, até serem consumidos pelo consumidor final, que o descartará, e este material, será chamado de resíduo e será enterrado em um aterro, ou em um lixão, ou pior ainda, nem irá para um local de disposição final adequada, como a Lei (BRASIL, 2010a, 2010b) exige. Ao invés disso, o

destino desse resíduo sólido pode ser jogado no chão e escorrerá com a água para os corpos d'água até os oceanos (PEDERSEN; BORUM, 1997), como inúmeras embalagens que se acumulam no centro dos giros oceânicos (calmarias no centro dos sistemas de convecção/circulação da água dos oceanos) e formam ilhas de resíduos sólidos, que causam impacto à vida oceânica (SERRANO et al., 2011; HOWELL et al., 2012; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013; SJOLLEMA et al., 2016).

No futuro, parte desse terceiro desafio da acumulação das matérias resíduais (orgânicas, poliméricas e inertes) no ambiente planetário, será compreender o efeito que os resíduos plásticos-poliméricos terão nos ecossistemas oceânicos, já que estes ao irem envelhecendo sob a ação das ondas, raios solares e ingestão de organismos, vão se tornando cada vez menores e numerosos até chegarem a níveis de cerca de 100.000 partículas/m³ em alguns locais do oceano, e entrarem de fato dentro da cadeia alimentar oceânica, e consequentemente, de toda a vida na Terra (WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013).

Outrossim, do lado orgânico (biodegradável) dessa acumulação de resíduos nos ambientes planetários. Existem tanto os resíduos sólidos orgânicos (Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos - FORSU), quanto as águas residuárias (esgoto) não tratadas, ambos contêm nutrientes que, se somados ao carreamento pluvial de fertilizantes químicos da agricultura não orgânica, que não tenha usado a biomassa local para cobrir o solo e reduzir esse carreamento, influenciam, por onde passam, em rios, lagos, lagoas (ZENG et al., 2015) e represas, o surgimento de explosões de microalgas (HAVENS; PAERL, 2015) e/ou macrófitas, que se reproduzem tanto que nenhum consumidor consegue consumi-las a tempo, inibindo o acesso da luz às camadas mais profundas da água.

Isso provoca o consumo do oxigênio dissolvido, que a respiração da vida aquática precisa todos os dias, matando muitos peixes em episódios dramáticos de morte de peixes, o que era comida para seres humanos e outros seres vivos, morre de uma vez e perde seu valor nutricional na medida em que apodrece boiando nos rios.

Quando esse aporte de nutrientes solúveis é intenso o suficiente para não ser consumido nas primeiras dezenas de quilômetros, ou se houver aglomerados humanos litorâneos, estes irão parar no oceano tal qual os polímeros sintéticos. Só que estes, ao invés dos polímeros, que ficam a deriva, boiando, os nutrientes antrópicos causam as marés verdes, e tapetes de macroalgas e/ou macrófitas (LIN et al., 2011; HAVENS; PAERL, 2015). Explosões de fitoplankton tem ocorrido nos oceanos até em baixo do gelo que cobre as águas oceânicas no mar do ártico, como no mar de Chukchi (ARRIGO et al., 2014; PALMER; SAENZ; ARRIGO, 2014; MATSUOKA et al., 2015).

Além dos nutrientes, todas essas ocorrências de explosões de fotossíntese aquática também tem conexão com o aumento antrópico de gás carbônico na atmosfera (HAVENS; PAERL, 2015; MATSUOKA et al., 2015; PASQUER et al., 2015; SHORT; PEDERSEN; KENDRICK, 2015), já que a água do oceano retém aproximadamente 50 vezes mais carbono inorgânico (e.g. carbonatos, bicarbonatos) do que a atmosfera (RAVEN; FALKOWSKI, 1999), e este elemento, resíduo da respiração/combustão é alimento da fotossíntese.

Existem projetos que buscam criar estações ou estruturas no oceano ou em terra, para processar esse excedente de biomassa (macroalgas, macrófitas e muco microbiano) acumulada tanto no oceano quanto nas águas continentais e causada pelos próprios seres humanos, para se gerar energia, tanto via extração e transesterificação dos lipídeos (HAVENS; PAERL, 2015; QUIRAPAS et al., 2015), quanto por liquefação hidrotérmica (TIAN et al., 2014; HAVENS; PAERL, 2015), pirólise (HU et al., 2013), gaseificação e biometanização (ALVINGE, 2010; ALLEN et al., 2013; MCKENNEDY; SHERLOCK, 2015) e até do uso das fibras para confecção de tecidos e materiais (CONSTANTE et al., 2015).

Além disso, ainda dentro desse terceiro desafio, o da gestão de resíduos sólidos e de águas residuárias, ainda ocorre nas cidades, o problema da mistura do resíduo sólido orgânico junto com os resíduos recicláveis e inertes no Resíduo Sólido Domiciliar que não é separado e é posto na rua para a coleta municipal de Resíduo Sólido Urbano (RSU) da respectiva prefeitura ou empresa contratada. Estes resíduos orgânicos não separados na fonte, atrairão ratos, pombos e outras aves, mosquitos, baratas e outros insetos, cães, gatos e gambás, que podem ser vetores de doenças. Se adiciona a isso o mau cheiro, natural de toda degradação anaeróbia, que acontece dentro dos sacos de lixo e que degradam as condições e a estética das ruas brasileiras.

O trabalho dos garis, que são os coletores municipais de resíduos sólidos, assim como o trabalho de coletores autônomos e cooperativas de catadores também sofre com o encaminhamento do resíduo biodegradável junto do RSU, na medida em que este resíduo biodegradável reduz a possibilidade de reciclagem das frações recicláveis do RSU via sua separação e também degrada o trabalho e o bem estar destes profissionais.

O problema da mistura dos resíduos biodegradáveis junto do RSU encaminhado para os aterros continua depois que este é enterrado no mesmo, seu processo de biodegradação prossegue embaixo da terra, sem o oxigênio do ar, o que gerará gás metano, gás que causa efeito estufa com 21 vezes mais intensidade do que o gás carbônico, ainda que com uma

duração média na atmosfera de apenas 10 anos, que depois se oxida à gás carbônico e água (LOVELOCK, 1995).

Berto Neto (2009), em sua tese, avaliou oito aterros sanitários do estado de São Paulo, estimou que cerca de 50% do biogás gerado dentro dos aterros escapam passivamente para a atmosfera sem ser coletado pelos tubos de drenagem de gás. Spokas et al. (2006) relata que o escape em campo do biogás pode chegar a até 75%.

Com a aprovação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Lei 12.305 de 2 de agosto de 2010)(BRASIL, 2010), se proíbe o encaminhamento de resíduos orgânicos biodegradáveis para aterros sanitários (Art. 7º, XIV), o que abre o caminho para a investigação dos métodos de beneficiamento, tratamento e reaproveitamento energético e material dos resíduos biodegradáveis, e que é corroborado pelas três demandas já elencadas, a primeira, de emancipação energética das fontes fósseis, a segunda, de produzir alimentos para uma disponibilidade de área agricultável per capita que diminui na medida em que a população cresce, e a terceira, de gerir os resíduos sólidos orgânicos e águas residuárias. Portanto, o reaproveitamento energético e material dos resíduos biodegradáveis surge como objetivo geral.

A compostagem, e a vermicompostagem são métodos de gestão de resíduos biodegradáveis que respondem a terceira demanda de gerenciamento de resíduos orgânicos, contudo não aproveitam a energia ainda presente nos biodegradáveis, a primeira demanda energética, e perdem de 25-33 % (BECK-FRIIS et al., 2001), 1-75% (ZENG et al., 2012) e/ou 11-54 % (LIANG et al., 2004) do nitrogênio total via amônia volatilizada ou de nitrogênio (gás nitrogênio – N_2) gasoso (denitrificação), com essa variância explicada por uma interação de fatores como a relação carbono/nitrogênio do material em compostagem (relação C/N), pH e taxa de aeração da pilha de compostagem.

A perda de amônia tanto pela sua volatilização e/ou desfixação do nitrogênio (transformação do nitrogênio fixo aproveitável pela fotossíntese em gás nitrogênio) que costumam ocorrer em muitos métodos de gestão de resíduos, como o processo Annamox, leitos de denitrificação para tratar a carga em excesso de nitrogênio dos esgotos, realizam um anti-trabalho para a vida, pois o nitrogênio gasoso – demanda energia para se tornar útil à vida outra vez na forma de amônia e nitratos.

Paralelamente a isso, existe a indústria de fertilizantes nitrogenados, que retira gás hidrogênio gerado a partir do metano do gás natural fóssil e reagido com o gás nitrogênio do ar, via o uso de catalizadores, alta temperatura e pressão e alto consumo de energia, para fabricar amônia e derivações químicas de forma a compor os fertilizantes químicos para a

agricultura convencional não orgânica, pressionando a demanda energética não fóssil (primeira demanda-argumento citada).

Já a biometanização de resíduos biodegradáveis, surge como uma forma de simultaneamente aproveitar os mesmos nutrientes que a compostagem e a vermicompostagem fazem, com a vantagem de não perder amônia via a sua volatilização durante o processo de biometanização (a perda de nitrogênio ainda pode ocorrer depois da biometanização, durante o processo de estabilização do digestato sólido ou líquido por via aeróbia, dependendo do pH e das cargas em solução) e até aumentar sua complexidade, de polipeptídeos de cadeia curta, aminoácidos e amônia, se neguentropizarem em cadeias protéicas maiores e que podem assegurar ao digestato líquido e sólido uma liberação de nitrogênio na lavoura mais lenta e constante (SANTI et al., 2015), ainda mais se o digestato é combinado ou percola o carvão, turfa, terra preta ou matérias carbônicas que já estejam no solo (KIZITO et al., 2015).

Outra vantagem do processo de biometanização é o fato deste ser fechado, e com isso retém dentro dos compartimentos de digestão, os gases de ácidos graxos voláteis (que, junto com o gás sulfídrico, são os principais responsáveis pelo mau cheiro característico da matéria orgânica em decomposição), o que é um fator estético positivo. Além do fato que, um processo fechado, inviabiliza o acesso, à matéria orgânica em decomposição, por animais. Enquanto que a compostagem com todo o resíduo biodegradável na pilha de compostagem, aumenta as chances de atrair vetores para a mesma, principalmente ratos. Uma vez que ratos tenham sido avistados próximos ao local de gerenciamento de resíduos biodegradáveis, todo o processo de prática da compostagem perde aceitação social (observação própria).

Em relação a evaporação dos ácidos graxos voláteis, estes permanecem nos compartimentos de biometanização, até que se tornem gás carbônico, metano, gás sulfídrico, amônia e gás hidrogênio. O metano gerado nesse processo, sendo apolar se acumula mais na fase gasosa da câmara de biometanização pode ser coletado e usado como fonte de energia, seja diretamente como gás de cozinha e gás para aquecimento, ou em motores a combustão interna (já tratado e removidos: a umidade, o gás sulfídrico e o gás carbônico, e elementos traço como siloxanas que desgastam os pistões).

Contudo, para a FORSU chegar até os pontos de biometanização de biodegradáveis é necessário a coleta nos domicílios, e acima de tudo a adesão e separação feita pelos mesmos (MATA-ALVAREZ et al., 2011; YOSHIDA; GABLE; PARK, 2012). Numa estimativa de um aglomerado de 300.000 habitantes, com uma densidade populacional de 10.000 pessoas por km², os custos dos métodos: de coleta porta a porta; coleta por tubos a vácuo; e com

trituradores de pia que trituram a FORSU e incluem-na rede coletora de esgoto foram de 263, 367, 392 €, respectivamente (SCHIETTECATTE; TIZE; DE WEVER, 2014).

A biometanização e retorno ao campo da matéria orgânica biodegradável tem a possibilidade de suprir as três demandas citadas, ao mesmo tempo pode melhorar a reciclabilidade da fração reciclável do RSU, mas precisa de retornar ao campo percorrendo o mínimo de distância possível, já que, na medida em que vai aumentando a distância que o resíduo tem de percorrer, se diminui a viabilidade ambiental da empreitada (CARLSSON et al., 2015), e os fatores de impacto ambiental da gestão dos restos de comida e outros resíduos biodegradáveis urbanos crescem. O tratamento do digestato líquido é o fator que mais pode ter influência em reduzir as taxas de emissão e perda de nutrientes, que ocasionam a redução do desempenho ambiental de sistemas de biometanização da matéria orgânica (REHL; MÜLLER, 2011; POESCHL; WARD; OWENDE, 2012a; CARLSSON et al., 2015; CHIEW et al., 2015).

Para viabilizar essa aplicação do digestato no campo, pode ser feita a secagem com calor, centrifugação, secagem solar, concentração e separação físico-química da fase líquida-sólida com floculantes (REHL; MÜLLER, 2011) e também compostagem da fração sólida separada (ZENG et al., 2012) como forma de concentrar os sólidos.

Há outra opção mais aquosa que é buscar enviar os sólidos junto da fase líquida do digestato por meio da solubilização e dispersão dos particulados sólidos no digestato líquido, operando o reator metanogênico com uma concentração de sólidos pequena o suficiente (1-5 % de teor de sólidos) de modo que os sólidos sejam carregados junto do efluente líquido da biometanização e nas tubulações de distribuição do mesmo pela lavoura.

Essas propostas de realizar o posterior tratamento do digestato metanogênico junto das instalações da biometanização ao invés de fazer a sua aplicação diretamente no campo abre caminho para novos processos de beneficiamento do digestato em processos de circuito fechado, do berço ao berço (LIU; LIU; HUANG, 2016), que podem fazer uso da aquaponia, aquicultura e/ou criação de macrófitas como já citado anteriormente (OSWALD et al., 1965; GAJDOS, 1998; CHERUBINI, 2010; SATCHATIPPAVARN et al., 2015; STOKNES et al., 2016), ou que já utilizem de estrutura já presente da cidade, como plantas de tratamento de esgoto e de efluentes industriais.

Yoshida, Gable e Park (2012) mostram via o método de Avaliação do Ciclo de Vida – ACV (BRASIL, 2009), que em Madison nos E.U.A. a coleta do resíduo orgânico costuma ser responsável por 83 % dos custos de gerenciamento dos resíduos orgânicos, e ao compararem quatro alternativas de tratamento dos orgânicos (FORSU): compostagem em leiras, digestão

anaeróbia exclusiva para esse resíduo e com alto teor de sólidos, codigestão em uma planta de larga escala de tratamento anaeróbio de efluente industrial e codigestão na Estação de Tratamento de Esgoto da cidade, constataram a ordem de sustentabilidade e eficiência que os métodos tiveram. Uma emissão equivalente de 81,5 kg CO₂-eq.ton para a compostagem em leiras, -46,0 kg CO₂-eq.ton para digestão anaeróbia com alto teor de sólidos, -156 kg CO₂-eq.ton para codigestão na planta de tratamento anaeróbio de efluente industrial e por fim -189 kg CO₂-eq.ton para a codigestão na estrutura da ETE da cidade em questão sendo avaliada, ou seja, aproveitar a infraestrutura do tratamento de esgoto da cidade é a opção que absorve mais carbono (emissão negativa de carbono fóssil, não-biogênico). Os autores destacam que o sucesso de qualquer medida de gerenciamento da FORSU só se torna possível quando ocorre trabalho de base com o objetivo de fazer a população aderir à realização da separação na origem da geração da FORSU.

Isso indica como o aproveitamento da infraestrutura presente no espaço geográfico tem de ser levada em conta como um elemento que pode adicionar sinergia, criando sintropia para benefício da cidade, de modo que o resíduo orgânico sólido consiga ser tratado já próximo ao centro urbano e já siga para o campo mais leve, com menos carbono e água, retirados pelo tratamento anaeróbio metanogênico.

Por fim, ainda há a possibilidade de integrar ao processo de biometanização à criação de algas no líquido retirado do tratamento da FORSU, para a produção biodiesel, o que adiciona ainda mais sinergia aos processos de beneficiamento de resíduos. Se for contabilizada a produção de biodiesel a partir do cultivo de microalgas a partir do esgoto de 40 % dos municípios brasileiros é possível aumentar a produção de biodiesel do país em mais de 21 %, excedendo em 10% com os ganhos, os custos de produção desse biodiesel (KLIGERMAN; BOUWER, 2015).

Em suma, em nossa sociedade, a matéria tem um trajeto linear como a Figura 1 demonstra.

Figura 1 – Trajeto típico da matéria-energia, do berço ao túmulo, dos alimentos e produtos da sociedade.

Ao longo do séc. XX, os paradigmas básicos da cultura ocidental se transformaram, depois que a menor parte conhecida da matéria, o átomo, se transforma de partícula para uma dinâmica recursiva de energia/partículas subatômicas. As ciências, a partir da física, foram tendo de pensar a recursividade inerente dos processos que ocorrem no universo, assim como mesclar sua perspectiva ocidental com a perspectiva oriental (CAPRA, 1987).

Pensando nessa diretriz circular, nos tempos atuais da pós-cibernética (MORIN, 2005) e da revolução dos sistemas de controle e automação de processos (WIENER, 1961; CAPRA, 1996), com as teorias que trazem o pensamento do sistema como um todo e uma maior ênfase nas relações do que nos componentes (BERTALANFFY, 1969), é possível redesenhar a Figura 1, linear, de modo a reintroduzir o paradigma do ciclo, da recursividade inerente do sujeito-objeto do viver (MATURANA, 1997), e da sintropia que cria complexidade do calor entrópico via o estímulo a fotossíntese (GÖTSCH, 1995), de modo a se chegar em uma proposta para a gestão dos resíduos sólidos como na Figura 2 a seguir. Esse diagrama mostra o papel que os dois caminhos anaeróbios, o biológico e o físico-químico, a biometanização e a pirólise/liquefação hidrotérmica/gaseificação respectivamente, podem ter em trazer essa recursividade como cerne na elaboração de políticas de resíduos.

Figura 2 – Caminhos anaeróbios de reaproveitamento dos resíduos biodegradáveis, do lado esquerdo, e do lado direito o caminho dos resíduos orgânicos poliméricos.

Por fim se chega ao ponto principal e objetivo desse mestrado, dar subsídio - via as técnicas de biometanização - aos habitantes de zonas periurbanas e/ou rurais que não contam com coleta de esgoto, resíduos sólidos e ainda precisam de saneamento básico, energia, alimentos e carbono para alimentar a vida de seu solo.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Dar subsídios para o tratamento de resíduos biodegradáveis e efluentes domésticos (esgoto e líquido das criações animais) em zonas próximas às cidades, periurbanas e no meio rural por meio da proposta do projeto de uma pequena central de tratamento de resíduos orgânicos de cerca de 300 m², operando via o método de sistema avançado de lagoas integradas.

2.2 Objetivos específicos

Verificar no projeto, os balanços de carga orgânica (DQO) que podem ser alimentados ao sistema, ou seja, a capacidade de tratamento de carga orgânica, verificar o balanço de água a fim de saber a quantidade final de água disponível para irrigação, balanço da eletricidade gasta pelos equipamentos. Por fim comparar o custo monetário do projeto de central de tratamento de resíduos orgânicos com a escala de expectativa de retorno indireto do sistema via o valor equivalente do biogás produzido.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Transformações: do uso da energia, dos paradigmas e do conceito de resíduo

Nessa seção será feita uma abordagem temporal e filosófica das transformações que ocorreram com a forma dos seres humanos usar a energia, as transformações que ocorreram com os paradigmas e as transformações do resíduo gerado em cada episódio da história humana.

Não foi sempre dessa *forma linear* que o fluxo que foi descrito pela Figura 1 na Seção 1 - **Introdução** ocorreu, tanto o fluxo dos alimentos quanto dos inúmeros produtos produzidos pela sociedades urbanas de hoje, sofreram mudanças até chegar a essa configuração improdutiva atual, que se beneficia de um excesso de energia e material das fontes fósseis (petróleo, carvão e gás natural).

Desde a mais antiga evidência de uma fogueira, na África, que atesta o domínio básico do fogo pelos antepassados do gênero *Homo*, por volta de 1.500.000 de anos atrás, simultâneo ao seu processo de “encefalização”, e com o intervalo de tempo que marca o espalhamento total do domínio do fogo ao redor do globo é bem aceita ao longo da comunidade científica em torno de 800.000 anos (GOWLETT; WRANGHAM, 2013), se supõe que a transição das espécies de homínídeos anteriores ao *Homo sapiens sapiens*, no caso, do *Homo habilis*, para o *Homo erectus*, seja marcada pelo processo de domínio do fogo, e possibilidade de evitar de dormir nas árvores e poder dormir no chão sem sofrer o ataque de predadores (WRANGHAM; CARMODY, 2010).

Outra possibilidade que o fogo criou foi a mudança em nossa dieta via a facilitação da digestão causada pelo cozimento dos alimentos, de acordo com a teoria do cozimento (ORGAN et al., 2011) a consequência disso foi a capacidade de investir em “tecidos sofisticados”, de acordo com a teoria dos tecidos sofisticados (AIELLO; WHEELER; CHIVERS, 1995) que gastam muita energia na forma de glicose, como o tecido nervoso cerebral, e isso abriu caminho para o aumento gradativo da proporção volume crâniano/volume corporal do *homo erectus* (WRANGHAM; CARMODY, 2010; HERCULANO-HOUZEL, 2012) para a evolução em *homo sapiens*, com um cérebro mais caro energeticamente e que, sintrópicamente com outros fatores, foram fundamentais para

permitir todo o desenvolvimento da técnica humana de manipulação e uso das mãos e posterior desenvolvimento da linguagem. Hoje nosso cérebro gasta 20% de nossa energia diária e tem apenas 2% da massa total corpórea (HERCULANO-HOUZEL, 2012).

Já como *Homo sapiens sapiens*, cada vez mais, iam surgindo novos resíduos sólidos a medida que se inventavam *novos itens* como novos materiais construtivos, roupas, vasos e outras cerâmicas e cestos. No princípio, esses novos itens tinham todos uma natureza biodegradável como as fibras trançadas de roupas, palhas e fibras para fazer telhados, cestos, paredes, etc. ou eram um pouco menos biodegradáveis, como as ferramentas de caça e vasos de cerâmica, importantes artefatos da cultura material humana, que auxiliam a compreensão de “culturas” do paleolítico (anterior à 12.000 anos do tempo presente).

No Neolítico, de 12.000 anos atrás até hoje. O uso do material lenhoso (de madeira) para a confecção de canoas, casas, e artefatos de madeira como cabos de ferramentas, de sofisticação cada vez maior, impôs aos seres humanos a condição de preservar esses artefatos. Tendo de preservar estes, tiveram que desenvolver técnicas para reduzir a biodegradabilidade destes. Inibir a vida que quer se aproveitar dessa madeira via o uso de alcatrão/pixe/betume e a produção de óleos pirolíticos da biomassa da madeira, foram opções encontradas para preservar a madeira, além do uso das ceras e resinas das plantas e secreções oleosas dos insetos, como o cultivo da lagarta *Kerria lacca* (SAHA et al., 2011; RAMAN, 2014), e sua principal árvore hospedeira, a *Butea monosperma* (SEQUEIRA; G. BEZKOROWAJNYJ, 1998), muito usado na Índia como material para a preservação e decoração da madeira.

O uso do alcatrão/creosoto oriundo da pirólise ou pirólise rápida da biomassa lenhosa ou de pântanos ou de fontes fósseis como o carvão mineral é um exemplo de processo anaróbico para a produção de um produto que pode ser usado tanto para tornar outro produto menos biodegradável, como é o caso com a necessidade de preservar a madeira (CAMPISI et al., 2016). Esses bioóleos, podem ser reformados ou beneficiados para melhorar suas características e permitir outros usos via o uso de técnicas como craqueamento catalítico, hidroxigenação, esterificação, e extração com fluído supercrítico (GOLLAKOTA et al., 2016). Há também a possibilidade até de se alimentar células a combustível químicas com esse óleo pirolítico da madeira. Células químicas são estruturas que podem ocupar pouco espaço e que transformam a energia do óleo ou qualquer combustível (originalmente gás hidrogênio) diretamente em energia elétrica, contudo ainda não encontram viabilidade comercial (BENIPAL et al., 2016).

A técnica para se produzir alcatrão de madeira acontece da seguinte forma, se cria uma fogueira selada, com alguma alvenaria feito um iglu em um buraco ou em um barranco ou até

numa estrutura de palha que abafe e impeça o oxigênio de penetrar no núcleo anaeróbio, de forma que o calor produzido pela combustão de uma parte da madeira consuma o gás oxigênio e crie uma atmosfera anaeróbia e quente o suficiente para que transforme o restante da madeira, galhos ou outra biomassa que está dentro do compartimento, em gases, óleo pirolítico (alcatrão ou creosoto) e carvão (KAYE, 1997).

Também é possível haver a ocorrência natural desse material na forma de pixe em áreas alagadas, em locais de clima temperado, onde a matéria orgânica consegue se acumular e não é toda decomposta como acontece nos climas mais quentes (WILLIAMS, 1993), ou até a produção industrial de óleos em estruturas atuais de tanques e tubulações de processos industriais.

Já no Século XX d.c., com o advento da produção de vernizes sintéticos, derivados de frações mais pesadas do abundante petróleo, este suplanta a indústria de alcatrão de madeira como principal produto de preservação da madeira. Por sua vez a indústria de vernizes assiste, já nos anos 30 do Séc. XX, o surgimento de preservativos solúveis em água com outra rota de atuação do que o dos vernizes, via o efeito de toxicidade para a vida. A vida, tendo condições ambientais de umidade e calor, está sempre disposta a degradar lentamente a madeira, e inibindo a vida por meio de metais tóxicos, como o Arsênico, Cobre e Cromo, se pode aumentar o tempo que demora para a madeira entrar em decomposição.

Essa outra rota de atuação da preservação da madeira muda os paradigmas da possibilidade de usar madeira de reaproveitamento em bioprocessos, é diferente da rota dos vernizes, que são de alguma forma, uma molécula orgânica que reage ou não com a matriz celulósica e reduz o acesso da vida a madeira, mas não é agressivo para a vida como esses novos compostos de metais tóxicos a vida.

Esse é um problema grande para a ciência de reaproveitar os resíduos orgânicos, já que a madeira sempre estará a disposição da humanidade como material orgânico de alto teor de carbono para uso como cobertura morta na agricultura (GÖTSCH, 1995; PRIMAVESI, 2003; PANACHUKI et al., 2015; YAGIOKA et al., 2015; ZRIBI et al., 2015) e como fornecedor de carbono para a compostagem e digestão anaeróbia, ou também com algum tratamento para torná-lo mais facilmente biodegradável (LI; PARK; ZHU, 2011; ZHENG et al., 2014; MAO et al., 2015).

O mais famoso e usado desses preservativos de madeira solúveis em água e que inibem a biodegradação da madeira por via de toxicidade é o *Arseniato de cobre cromatado (CCA)*, foi inventado nos anos 1930, mais precisamente em 1933 pelo Dr. Sonti Kamesam, um cientista Indiano, e que obteve sua patente em 1934 (HUNT; GARRATT, 1938). Foi lançado no

mercado nos anos 40 e seu uso dominou os mercados no final dos anos 70 (WASSON et al., 2005). É um sal combinado de três metais. O arsênico (As) mata animais, indiscriminadamente é tóxico para todos, insetos no caso da madeira, mais precisamente cupins. O cobre (Cu) nas concentrações que se impregna na madeira, mata fungos e líquens (associações de fungos e autótrofos, microalgas). Já o cromo (Cr) entra como agente de fixação, que ao oxidar partes da matriz celulósica, permite que o cobre e o arsênico fiquem fixados na madeira além também de poder ter efeito tóxico para a vida. Se estima que 90% do Arsênico produzido no mundo seja usado para esse fim (REESE, 1998).

Esse tipo de preservativo é altamente tóxico à vida humana, enquanto a madeira está sendo usada para o seu propósito primário, como poste, mourão, cerca, edificação, dormente de ferrovia, etc. os metais estarão imobilizados dentro da madeira e terão risco baixo de sair dela (TOWNSEND et al., 2005). Contudo, uma vez que esse material seja descomissionado e se transforme em resíduo, é possível que ocorra o descarte e uso inadequado desse resíduo, muitas vezes queimado em uma fogueira, fogão ou forno a lenha, e suas cinzas espalhadas pela natureza. Por isso que o uso desse tipo de preservativo adiciona uma dificuldade a mais para o uso da madeira presente nos Resíduos da Construção Civil (RCC) (vide 3.3.2 na p. 60 mais detalhes sobre o As na madeira da construção civil), o que muitas vezes inviabiliza o seu uso como um substrato para a agricultura.

Retornando ao panorama histórico humano, bem mais recentemente que o controle básico do fogo, já há cerca de uns 6.000 anos a.C., surge uma inovação que usa o fogo de uma forma nunca antes usada, a *metalurgia*, que até faz parte das inovações que marcam o início da idade dos metais (idade do Bronze e depois idade do Ferro) e saída do Neolítico deixando a pedra polida de lado para o uso do metal.

Esse processo de metalurgia, não deixa de ser mais uma tecnologia anaeróbia, como é a biometanização e a produção de óleos, gases e carvão a partir da madeira. Se controla o poder de consumir o oxigênio atmosférico do fogo para que este produza uma atmosfera anaeróbia, só que dessa vez não se expõe uma madeira à esse calor anaeróbio para extrair o óleo pirólítico ou produzir carvão vegetal, se expõe rochas contendo elementos de transição da tabela periódica como Au - Ouro, Pb - Chumbo, Sn - Estanho, Cu - Cobre, Fe – Ferro. A combinação de calor com uma atmosfera anaeróbia em contato com esses minérios, permite que o metal que está oxidado se reduza (ou somente se funda como é o caso do ouro e prata, que na natureza costumam estar em estado de oxidação 0) e se tornem metal fundido composto de átomos de metais em estado oxidativo 0 e que podem ser despejados em formas ou moldados para se fabricar ferramentas e objetos de metal.

Esses materiais são relativamente duros, opacos ou brilhantes, alguns bons condutores térmicos e elétricos – abriram caminho para a construção de muitos artefatos e ferramentas. Estes, por sua vez criaram muitas possibilidades para a manipulação de outros materiais e desencadearam uma revolução na agricultura, a ocorrência de cada tipo de metal em covas e mausoléus está associada a períodos que ocorream em sequência nas sociedades humanas, marcando a saída do ser humano do Neolítico e entrada nas idades “metálicas”, do bronze, cobre e por fim do ferro (PETERSEN, NIELS MATTHIAS THOMSEN, 1836).

O espalhamento da metalurgia ao redor do globo permitiu o contato de muitos povos com uma nova classe de objetos, e de resíduos também. Agora se tem a escória mineral e as ferramentas fora de uso. O que se adiciona aos resíduos humanos, as frações de metais em seus efluentes sólidos e líquidos, metais que não são o minério de interesse.

Abaixo, no Gráfico 3, é possível observar os resultados do estudo de Shotyk (1998) que investiga as concentrações de chumbo que foram encontradas nos sedimentos da turfa presente nas montanhas Jura nos alpes na Europa (Suíça). Por meio da datação por radioatividade do carbono-14 desse depósito anaeróbico de carbono antigo, essa turfa remonta até o começo do Holoceno, passa pela época que alguns grupos de seres humanos começam a fundir metais, no caso com a metalurgia fenícia e grega e que deu um pulso a concentração de Pb, concentração que continuou subindo com a metalurgia romana, cai e se estabiliza na idade média, e volta a subir com os adventos das técnicas de mineração de prata alemã, e do chumbo associado ao minério que contém a prata, até os anos em que a concentração de Pb salta quase que exponencialmente durante a revolução industrial (queima de carvão), e dá outro pico logo em seguida, já no século XX, quando se inicia a adição de compostos orgânicos de chumbo como melhorador de octanagem da gasolina.

Gráfico 3 - Concentração de chumbo na turfa (sedimentos biodegradáveis enterrados em áreas alagadas) estudada, oriunda de uma área alagada das montanhas Jura na Suíça. A curva da esquerda (A) mostra as quantidades de chumbo totais, enquanto que a curva da direita mostra a relação entre o Chumbo de peso atômico 206 sobre o chumbo de peso atômico de 207. Repare que se torna necessária uma nova escala de dimensão da concentração de chumbo (Pb) (de 1, 2, 3 para 25, 50, 75, 100) para permitir a visualização no gráfico da passagem da humanidade do Neolítico para as eras de domínio dos metais após 3.000 anos antes do presente quando a mineração na região se inicia.

Fonte: (SHOTYK, 1998).

O próximo grande passo na relação do homem com o fogo foi a partir do Séc. XVIII D.C., na revolução industrial. Nesse momento, definitivamente se *domestica o fogo*. Agora, a energia que é liberada em sua queima pode ser usada para realizar trabalho para o homem, via uma rede de tubulações, tanques, bombas, caldeiras, turbinas, geradores e outros elementos da engenharia industrial, que colocam o movimento do fogo e o vapor d'água a disposição da humanidade como realizadores de trabalho.

Juntamente a esse processo de domesticação do fogo para uso de sua energia como trabalho, uma nova fonte de energia foi descoberta no Séc. XIX, as fontes fósseis de hidrocarbonetos do *período carbonáceo* e outros períodos posteriores, com excessão dos entornos do evento de extinção do final do permiano começo do triássico, mas também de antes do carbonáceo. Houveram esses períodos da terra em que extensas áreas oceânicas rasas, terras úmidas e/ou alagadas fora da faixa entre os trópicos, criavam o ambiente úmido e com baixa taxa de decomposição e reciclo de matéria orgânica, que permitia a acumulação de

carbono na deposição sedimentar, que gera o constante acrecionamento das sucessões geológicas.

No período carbonáceo, existiam entre os fragmentos de massas de terra continentais (centro de placas tectônicas), que estavam voltando a se encontrar para formar a Pangéia (o 5^a supercontinente desde o surgimento da Terra) e que se dispersaram outra vez nos continentes Laurásia e Gondwana até a configuração do atual quartenário que se vê no mapa mundi (BRADLEY, 2011).

Nesse interim de escala de tempo muito superior as escalas humanas de surgimento de nossa espécie, essas extensas áreas de mar raso e áreas pantanosas (vide Figura 3), permitiram o substancial incremento da vida fotossintética e o acúmulo da mesma via a matéria orgânica que afundava no fundo da água do mar e ali ficava sem se decompor, e/ou que ia se acumulando nos pântanos dos continentes. Ao longo das centenas de milhões de anos até os dias de hoje, esse acúmulo, que ficou imprisionado com sedimentos, formaram os depósitos de petróleo e carvão (WILLIAMS, 1993; LOVELOCK, 1995; CAPRA, 1996; COSSEY, 2004).

Se estima que tenha sido a própria atividade metanogênica que atuou dentro de depósitos geológicos de petróleo, consumindo grupos orgânicos com oxigênio, gerando metano de hidrocarbonetos leves e deixando o óleo mais pesado, se estima que 50 % do petróleo global tenha sido biodegradado por organismos metanogênicos “geológicos” e tenha tornado os óleos leves em óleos pesados (ROADIFER, 1987). Óleo pesado esse, que compõe as maiores reservas planetárias de petróleo, maior que as reservas de óleo leve do oriente médio, podendo ser citado de exemplo as areias betuminosas da Venezuela e de Alberta no Canadá (HEAD; JONES; LARTER, 2003). Existe até a proposta de se inserir inóculos contendo um consórcio de microorganismos da cadeia de sintropia metanogênica para degradar óleos pesados, ou residuais de campos de petróleo que tenham frações significativas de óleo pesado, seja pela sua formação natural, seja pelo fato do óleo leve já ter sido extraído e permitir a atuação lenta desses microorganismos para a geração de biogás natural do petróleo pesado (GIEG; DUNCAN; SUFLITA, 2008).

É possível notar a seguir, na Figura 3, sobre o período Carbonífero que os continentes estão começando a se juntar, formando extensas áreas de mar raso e terras situadas em climas temperados úmidos, propícios para a fotossíntese e acumulação de biomassa que geologicamente se tornarão carvão, petróleo e gás e outros derivados, como areias betuminosas e gás de xisto.

Figura 3 - Mapa estimado paleogeográfico da terra no começo do período carbonífero, momento que a Pangéia ainda estava se formando, há cerca de 346.000.000 de anos atrás.
Fonte: (COLORADO-PLATEAU-GEOSYSTEMS-INC., 2011).

Com essa dupla novidade pós iluminismo - fazer o fogo realizar trabalho e a descoberta e obtenção de energia e material orgânico de fontes fósseis – culmina, nos dias de hoje, nos países ditos urbanizados, no fato de que *poucos trabalham nos setores primário e secundários da economia* (agricultura e indústria), assim como também se criou uma nova classe de resíduos sólidos derivados dos carbonos fósseis, que foi vida geologicamente transformada, os polímeros sintéticos: plásticos, borrachas, adesivos, tecidos, tintas, vernizes, derivados tanto do carvão mineral mas principalmente de frações do petróleo, aromáticas principalmente.

A energia e mão de obra que alimenta esses dois setores da economia, primário-agrário-minerador e secundário-industrial-transformador desses países de primeiro mundo se torna majoritariamente fóssil e não humana. E foi justamente a abundância energética fóssil, combinada com a automação dos processos de produção, que permitiram o distanciamento dos conhecimentos tradicionais de produção de alimentos, e transformação de matérias primas da maior parte da população humana desses países. Isso se traduz por sua vez no fato da maior parte da população das cidades não realizar mais os trabalhos de produção alimentícia e transformação de suas matérias primas até seus produtos usados no dia a dia.

É por isso que se considera que quando mais da metade da população de uma determinada nação esteja empregada no setor terciário (serviços, escritórios, varejo e comércio) esta nação tenha entrado na *sociedade pós industrial* (BELL, 1973)(vide Gráfico 4ª

seguir), o que nos países ricos aconteceu por volta do período logo após a 2ª Guerra Mundial (2ª metade do Séc. XX).

Gráfico 4 – Modelagem comparada com as medidas da proporção da população estadunidense empregada nos três setores econômicos, primário (indústria agrícola e mineral), secundário (indústria de transformação) e terciário (indústria de informação e serviços).

Fonte: (ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA, 2011).

Como dito por Bell (1974 p. -), “o senso de que o desempenho do crescimento exponencial das grandes corporações fez a sociedade mais feia, suja, poluída e abjeta despertou na sociedade norte americana na segunda metade do séc XX, o sentimento de incongruência entre os interesses da corporação e os interesses públicos”. Pigou (1932) afirma que a corporação, ao externalizar suas responsabilidades sociais via a emissão de efluentes sem tratamento, cria formas de pensar o retorno sobre o investimento sem incorporar os custos sociais e ambientais para compor o custo do produto ou serviço, tornando esse mesmo produto ou serviço mais abundante do que o socialmente necessário, constituindo em uma perda de eficiência para o grupo envolvido, cidade, estado, país, continente ou o planeta inteiro. Ou seja, os mecanismos alocativos da sociedade pós-industrial não estão operando bem, não está havendo a distribuição harmônica entre recursos e custos sociais, ambientais e econômicos.

Dessa forma, nos países industrializados, o cerne da economia passa, da criação e transformação de matérias primas em bens e alimentos, para a realização de serviços e criação de idéias, o *conhecimento* se torna uma forma importante de capital – e consequentemente, de perpetuação da *desigualdade de renda* (PIKETTY, 2013), as ciências da informação, cibernética, teoria dos jogos, teoria da informação se desenvolvem e são implementadas (BERTALANFFY, 1969).

A forma de pensar o planeta como um sistema autoregulado de retroalimentações positivas e negativas entre as diversas entidades vivas e inorgânicas também é marca do pensamento pósindustrial, como a criação do conceito de GAIA por James Lovelock (LOVELOCK, 1995), da segunda metade do séc XX, pensando na vida da terra como um sistema autoregulado de interações com muitos caminhos bioquímicos e tróficos, gerando redundância, o que cria estabilidade e resiliência, tal qual a resiliência da respiração de nitratos, sulfatos e carbonatos (LENS et al., 1998; MUYZER; STAMS, 2008; STAMS; PLUGGE, 2009; STAMS et al., 2012) dentro do contexto de biometanização, faz da vida uma entidade geral que ao mesmo tempo em que sofre a ação do meio via o determinismo, também o modifica em benefício próprio. A vida como um equilíbrio fora do mínimo termodinâmico, (BERTALANFFY, 1969; CAPRA, 1996) que na visão dos pensadores sobre a vida, passam a vê-la não mais como mera espectadora das mudanças do meio, sofrendo o determinismo *per se*, e passa a interpretá-la como atriz ativa nas mudanças que realiza na biosfera (LOVELOCK, 1995).

Por exemplo, a partir do primeiro momento em que a fotossíntese se desenvolve no meio marinho há cerca de 3 bilhões de anos atrás, se inicia o acúmulo de O₂ atmosférico. Este, oxida e solubiliza as rochas dos continentes que faz com que estas sejam lavadas pela água da chuva, escorrem até o oceano, adicionando nutrientes minerais ao mesmo, e incrementando ainda mais a fotossíntese. Esses nutrientes vindos da crosta terrestre, por sua vez estendem o horizonte de nichos evolutivos que poderiam ser tomados pela vida do oceano. Já o acúmulo de O₂ na atmosfera foi fundamental para permitir que a vida vegetal saísse do oceano e iniciasse a colonização do ambiente terrestre (como citado sobre o período carbonáceo que marca o começo desse domínio do ambiente terrestre pela fotossíntese). A relação disso com a colonização do meio terrestre vem da camada de ozônio, oriunda de quando O₂, produzido pela fotossíntese, não consegue mais ser consumido para oxidar os metais das rochas em contato com esse novo componente do ar atmosférico, e este vai se acumulando na atmosfera, até chegar em suas camadas superiores, em que se torna gás ozônio – O₃ que surge depois de sofrer colisão com os raios solares ultravioleta de alta energia, que se não fossem barrados por

essa molécula de O₂, outrora tornaria impossível da vida colonizar o meio terrestre, já que estes raios UV danificam os tecidos vivos. Em suma, a vida promove mudanças na atmosfera deixando mais distante do equilíbrio químico e tornando mais habitável para si mesma (LOVELOCK, 1995; HOLLAND, 2006).

O antropocentrismo dentro da visão científica clássica desde o início do iluminismo, dá espaço para uma maior humildade da perspectiva ocidental no modo de orientar sua conduta com o meio, o humano deixa de ter o papel especial e central no universo, criado a imagem e semelhança de Deus, com a Terra sendo o centro do universo. Nós, como espécie passamos a ser apenas mais uma espécie na miríade de organismos que compõem a vida. Carlson (1962), em seu livro *Primavera Silenciosa* nos anos 60, aponta para o efeito que a criação dos inseticidas e outros agrotóxicos derivados do petróleo tem tido na extinção das aves e abelhas, desde que foram inventados e ainda não tinham sido proibidos no país em questão (os E.U.A), e despertou a sociedade para a reflexão dos efeitos e interações que o espaço dos seres humanos tem com o meio, o que embasa a ética ambientalista.

Essa série de mudanças de paradigmas fez no Séc XX os processos das mais diferentes disciplinas deixarem de ser lineares e abertos com começo e fim e foram se tornando cíclicos e fechados, em rede, ou começaram a levar a idéia de que sujeito e objeto compartilham o mesmo todo e que no fenomeno da percepção de um organismo, não existe no objeto uma realidade externa ao indivíduo, a idéia de realidade é criada por ele (MATURANA; VARELA, 1980; MATURANA, 1997). Isso torna o afastamento mecanicista, em voga como paradigma científico, do sujeito de seu objeto de contemplação, difícil de ser sustentado em todos os momentos da vida, pois contemplar/analisar/medir modifica a priori o meio/objeto.

A cibernética, termo criado por Wiener (1961) também no meio do Século XX, foi outro passo histórico que influencia o modo do ser humano de lidar com o seu meio e parte desse mesmo princípio de fechar os ciclos nos fluxogramas dos sistemas por meio da noção de retroalimentação e recursividade, e abre caminho para a interpretação do padrão de existência da mente humana e de toda a vida como uma estruturação bioquímica/informacional de recursividades relacionais (MATURANA, 1997), assim como a criação dos sistemas de automação que dispensam a quantidade de mão-de-obra humana que era necessária para monitorar os processos da indústria.

A palavra cibernética vêm do grego, *kybernetes*, que significa “o homem que comanda o leme do barco”, designa a recursividade a priori das relações entre as entidades do universo, o loop como dito em inglês foi a estrutura fundamental para a criação de estruturas computacionais e de controle de variáveis de processos de produção da indústria, feita por

meio de sensores e atuadores enviando informação para computadores que recebem, processam e emitem informação para os atuadores, válvulas, etc., o que influenciou profundamente os meios de produção, permitindo a produção em massa de produtos, via a materialização de sistemas de controle eletrônicos, integrou e melhorou a eficiência dos sistemas fabris e logísticos, o que tornou a indústria altamente mecanizável.

Paralelo a isso, o ciclo fechado informacional dentro do campo da neurolinguística também foi a grande conclusão que o biólogo e filósofo chileno, Humberto Maturana, junto com Uribe e Frenk (1968) tiveram ao estudar a estrutura da visão humana no contexto da percepção, humana e de primatas, das cores por meio da retina, e concluíram que costuma existir mais de uma forma possível de haver a combinação de mais de um comprimento de ondas eletromagnéticas para gerar a percepção de uma mesma cor. Isso comprovou a hipótese de que não exista uma realidade a priori independente do organismo que recebe a informação.

Outro fruto da cibernética foi a *globalização*, em que a informação passa a se deslocar no espaço próxima a velocidade da luz, principalmente com o advento dos cabos de fibra ótica, e que dispensaram uma grande quantidade de cabos de cobre (UNGER; GOUGH, 2008), estes tinham grandes limitações no transporte da informação e permitiram que o cobre substituído fosse usado para outros fins.

Onde antes a informação estava presa a algo físico e material, como a voz e o signo impresso nos materiais, como no papel, agora está codificada em ondas eletromagnéticas, e chegam em qualquer lugar do planeta. Esse aspecto recursivo da cibernética, associado a uma nova enxurrada de informação, desafia uma tendência de pensamento linear que esteve ocorrendo desde o início do iluminismo (CAPRA, 1996; MORIN, 2005). Mais além do que pedir uma alternativa ao paradigma de gestão de resíduos que é proposta na Figura 2 da Introdução, dando mais maturidade ao movimento ambientalista, se abre espaço para o movimento de se operacionalizar a sustentabilidade social, ambiental (BRASIL, 2009) e econômico-lógico nos meios de produção (TULBURE, 2010).

Junto desse contexto cibernético, uma nova classe de resíduos sólidos também surge com a cibernética aplicada no contexto computacional, são os *resíduos eletro-eletrônicos*. Com uma natureza muito peculiar e altamente diversificada, podem conter metais, placas de silício, pedaços de plástico, vidro de telas – estes podendo ter elementos raros e caros e que podem ser recuperados em seus metais de origem (BIGUM; BROGAARD; CHRISTENSEN, 2012; CASTRO, 2014; RUBIN et al., 2014).

O desenvolvimento da cibernética no meio do século XX, foi precedido da elaboração da teoria quântica e teoria da relatividade no começo do séc. XX e que deixaram a física clássica

newtoniana como apenas um conjunto de parâmetros de previsão que funcionam bem dentro de uma escala específica que abarca as variáveis de velocidade e nível de energia de nossa vida cotidiana, mas não consegue realizar previsões verdadeiras com os níveis de energia/velocidade/comprimento de onda quando se chega as escalas subatômicas (teoria quântica, quando o espaço é muito pequeno) ou astronômica (teoria da relatividade, que lida com velocidades próximas da velocidade da luz, $\sim 300.000 \text{ km/s}$)(CAPRA, 1987).

Ambas essas proposições da física moderna, inauguram novas proposições e culminaram com a possibilidade de trazer para o pensamento ocidental, uma *mudança de paradigmas*, uma emergência dos paradigmas ecológico e oriental como é exemplificado na Tabela 2 que se segue.

Tabela 2 – Descrição da mudança de paradigmas que estão ocorrendo com a ciência no decorrer do desenvolvimento da física moderna.

Pensamento		Valores	
<i>Auto-affirmativo</i>	<i>Integrativo</i>	<i>Auto-affirmativo</i>	<i>Integrativo</i>
racional	intuitivo	expansão	conservação
análise	síntese	competição	cooperação
reducionista	holístico	quantidade	qualidade
linear	não-linear	dominação	parceria

Fonte: CAPRA, 1996 p. 27.

De forma que esse novos paradigmas busquem promover uma oscilação mais harmônica entre esses dois pólos, sem pensar num dualismo a priori, mas pensando que todo quanta de energia/matéria contenha o yin/yang em si, ou seja, estas duas estâncias pictóricas (auto-affirmativa e integrativa) estariam sempre juntas no devir, tanto se auto –afirmando quanto se integrando (CAPRA, 1996).

Gregory Bateson (1991), ao longo dos seus escritos, trabalhou com o conceito das 3 ecologias: da mente; do ambiente; e da sociedade, conceito criado por Felix Guattari (2000), apoia que não deixemos esse dualismo, preto/branco, yin/yang, dominar a fundamentação de nosso pensamento, de modo que tenhamos muitos tons de cinza em todos sistemas que compõem o universo e diz

[...]o mito do poder é, é claro, um mito muito poderoso; e provavelmente a maioria das pessoas nesse mundo mais ou menos acreditam nele... Mas ainda é uma loucura epistemológica e leva inevitavelmente a todo tipo de desastre... Se continuarmos a operar em termos de um dualismo Cartesiano da mente versus matéria, nós também veremos provavelmente o mundo em termos de Deus versus homem; elite versus

pessoas; raça escolhida versus as outras; nação contra nação e homem versus ambiente. É duvidoso se uma espécie tendo uma tecnologia avançada e esta estranha forma de olhar o mundo possa resistir...

O todo do nosso pensamento sobre quem somos e o que outras pessoas são tem que ser reestruturado. Isso não é engraçado, e eu não sei quanto tempo nós teremos para fazê-lo. Se continuarmos a funcionar nas premissas que foram moda durante a era Pré-cibernética, e que foram especialmente delineadas durante a Revolução Industrial, que parece ter validado a unidade Darwiniana de sobrevivência, nós podemos ter 20 ou 30 anos antes da lógica *reductio ad absurdum* de nossas antigas posições nos destruírem. Ninguém sabe quanto tempo temos, sob o atual sistema, antes que algum desastre nos atinja, mais grave do que a destruição de qualquer grupo de nações. A tarefa mais importante hoje é, talvez, a de aprender a pensar de um jeito diferente.

As novas teorias da física começam a propor que, as partes indivisíveis (átomo, de *a-* não e *-tomo*, divisível, ou seja, não divisível) da matéria não podem ser partículas pontuais e sim *dinâmicas recursivas de relação*, o que deixa intercambiável, dentro do contexto científico, a relação semântica sujeito<->objeto, analisador<->analisado, como defendido por Bohm (HILEY; STREET, 2010), Stephen Hawking (2002), e o 14º Dalai Lama, Gyatso (2005), ao afirmarem de um universo holográfico, um universo numa casca de noz, ou o universo em um só átomo, respectivamente, querem todos dizer que, quando se chega na escala de espaço-tempo subatômica, se reencontra o espaço interestrelar outra vez, numa repetição de padrões em diferentes escalas de espaço e tempo, fractalmente.

Outra teoria que trabalha com a autorecursividade é a teoria *boot-strap* afirmando a construção recursiva energética que sustenta os blocos básicos da matéria, como o cardarço de uma bota que, quando amarrado, erge toda a estrutura do *agora*, autoconsistente, cano da botina. Num eterno processo circular em que cada quanta de energia/matéria é dotado de sua autoconsciência compartilhada com todos os outros quantas que compõem o universo, em que essa dinâmica sempre produz a si mesma. A ciência ainda não conta com uma teoria unificada que consiga unificar a teoria quântica com a teoria da relatividade e trazer isso para o método científico formalizado (CAPRA, 1987).

Contudo, no âmbito da biologia esses novos paradigmas fizeram surgir modos de interpretar a vida como círculos fechados de reações bioquímicas que entrelaçam o produtor de moléculas e a molécula produzida em ciclos bioquímicos autopoieticos, que produzem a si mesmos. Tanto o observador cognoscente quando o objeto cognoscível não necessitam ter existências absolutas e atuam apenas nessas dinâmicas recursivas de condicionamento de ação, e muitas novas formas de ver a natureza surgem (MATURANA, 1997).

E daí, surgem investigações científicas das relações entre a *mente e a matéria*, dentro do contexto cognitivo (MATURANA; VARELA, 1980; BATESON, 1987; PYLKKÄNEN, 2012) e que culmina com uma intersecção do pensamento científico moderno com modos de pensar do pensamento oriental como a religião budista, o pensamento taoista e confucionista, dentre as muitas outras religiões orientais (CAPRA, 1987; GYATSO, 2005).

Outro grande paradigma enfrentado com essa emergência dessas inovações ao longo do Sec. XX é o entendimento da vida como uma teimosia, uma força que vai contra a 2ª Lei da Termodinâmica. Esta, que afirma que todo processo espontâneo em um sistema fechado precisa ter entropia crescente, ou seja, ter um aumento entrópico, um aumento de desorganização, que significa fazer surgir um número maior de configurações dos estados energéticos possíveis de um sistema, ou representa a perda de trabalho útil por meio da dissipação da energia, o desgaste, o envelhecimento, a exergia.

Ao mesmo tempo em que os organismos estão abertos materialmente falando, é somente os fluxos de transformação estrutural do sujeito e do meio, em que ambos buscam manter uma coerência estrutural entre si, que permite *dar causa ao caos da constante entropia positiva espontânea da 2ª Lei da Termodinâmica* no sentido de buscar a ordem, onde o organismo continuamente mantém a organização de sua estrutura. Como dito por Maturana o viver é conhecer, conhecer é viver (MATURANA, 1997).

Com sua parcela neguentrópica de força organizadora, ou como dito por Bohm e Hiley (1981), *ordem implicante*, algo que existe também em estruturas não vivas, ou como dito por Nicolis e Prigogine (1977), *estruturas dissipativas* como redemoinhos e estrelas, os organismos vivos apenas se tornam mais uma estrutura autopoietica, que tem uma recursividade própria que está sempre alterando os componentes de sua estrutura e gerando entropia (algo como uma des-estrutura) na respiração, combustão e desgaste natural, mas está sempre construindo alguma síntese, reconstruindo a destruição entrópica e mantendo seu padrão e criando complexidade, como uma estrutura organizada, construindo mais vida, crescendo, se multiplicando, armazenando carbono no solo (GÖTSCH, 1995; PRIMAVESI, 2003), gerando alguma idéia nova, alguma conclusão, o desenvolvimento do devir histórico, etc.. Dentre as muitas estruturas autopoieticas do universo da mente total, ou ordem implicante (BOHM; HILEY, 1981; PYLKKÄNEN, 2012).

Tal qual no mito de Sísífo (CAMUS, 1942), que sempre que carrega a bola para cima do morro, ela rola para baixo outra vez. Se tira de lição positivista, a necessidade de responsabilidade **total** de cada indivíduo pelas suas relações com o seu não-eu, o seu meio, sem criar nisso um sofrimento, ou um heroísmo absurdo como no mito de Sísifo, e perceber

que esse é a ato natural da vida, que se torna sofrimento na medida em que se reveste de apego egóico, e legitima pacificamente a eterna necessidade de se reorganizar perante o “demônio da entropia”, mantendo sempre sua própria homeostase para, sem querer, manter a homeostase global (LOVELOCK; MARGULIS, 1974).

É intuitivo que ao se dar conta desse contexto de novos paradigmas da filosofia da ciência do séc. XX, se chega na legitimação da responsabilidade *individual* em ter uma conduta de manutenção da própria vida e isso criar naturalmente uma conduta cívica, com a consequente necessidade de trabalhar para recircular nossas matérias orgânicas e outros resíduos, via nossos verbos de limpar o corpo, limpar o ambiente, cuidar da casa, gerenciar os restos e transformá-los em alimento e materiais *de novo*, num processo que surge espontaneamente em cada indivíduo na medida em que se entende e interpreta esses novos paradigmas à luz de nossa vida cotidiana, da complexidade e da cooperatividade (HARDIN, 1968; ITO; SAIJO; UNE, 1995; RANKIN; BARGUM; KOKKO, 2007; WEST; GRIFFIN; GARDNER, 2007; OHLER; BILLGER, 2014) e da transdiscinaridade e principalmente do usufruto da sintropia que sustenta a vida, homeostase global (GÖTSCH, 1995; LOVELOCK, 1995; CAPRA, 1996; MCINERNEY; SIEBER; GUNSALUS, 2009; STAMS; PLUGGE, 2009; LYKIDIS et al., 2011; STAMS et al., 2012).

Assim se fecham os ciclos materiais e energéticos o máximo possível, o que culmina no estudo das saídas e entradas que ocorrem em nossas estruturas: corporais; domésticas; industriais; urbanas; planetarias e o cerne disso são os estudos dos nossos resíduos e emissões para fora dos nossos sistemas de controle, como o espaço do ser humano ou o espaço geográfico para o espaço natural e possível aproveitamento dessa riqueza que ocorre nesses fluxos entre as bordas dos sistemas.

Com isso se entende que tanto a mente humana, quanto os sistemas humanos de produção e habitação não são sistemas isolados de seu meio, por não existir formalmente e concretamente essa *linha divisória entre humano-natural* é uma linha de fronteira fértil, que pode ser manchada pelas relações multitróficas e integrações do espaço humano à ecossistemas. Em algum momento, haverá alguma troca, material ou energética, que abrirá espaço para a vida reduzir a entropia do sistema via a cibernética dos ciclos fechados e exportação de entropia (LIN, 2015).

Em suma, a emergência desses novos paradigmas dos sistemas autopoieticos, abre espaço para um novo tipo de pensamento ecológico, que mistura os conceitos de economia com a ecologia, e busca integrar os espaços humanos junto dos espaços naturais, deixando de lado a intocabilidade e o romantismo da natureza virgem, desenvolvendo o papel da humanidade

como empreitada criadora de ecossistemas, que empurra e puxa. O perspectivismo ameríndio, discutido por Eduardo Viveiros de Castro dá uma idéia desse conceito de natureza perdida da cultura urbana-ocidental num trecho de um ensaio feito com Déborah Danowski (2014).

[...]“Antropomorfismo contra antropocentrismo Se o conceito ameríndio da “natureza”, tomando-se o termo como designando a esfera dos existentes não-humanos, é distinto do nosso — pois os não-humanos são ex-humanos que preservam um lado humano latente ou secreto, imperceptível por nós em condições normais —, seu conceito de humanidade ou de “cultura” forçosamente também o será. Os ameríndios fazem parte daquela gigantesca minoria de povos que jamais foram modernos, porque jamais tiveram uma Natureza, e portanto jamais a perderam, nem tampouco precisaram se libertar dela.”

3.2 Resíduos Sólidos

O conceito de resíduo sólido pode ser definido formalmente de acordo com a Associação Brasileira de Normas técnicas, Norma Brasileira 10.004 sobre resíduos sólidos (BRASIL, 2004a), p. 2)

[...]Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Mais recentemente com a aprovação da lei Lei 12.305/2010 - PNRS, regulamentada pelo Decreto 7.404/2010, e que, institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências (BRASIL, 2010a), também se adicionou mais um texto na legislação que descreve os resíduos sólidos. No artigo 13 do Capítulo I do Título III que discorre das diretrizes aplicáveis aos resíduos sólidos se tem a definição de resíduo sólido - quanto a origem - da seguinte forma

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

A geração de algum resíduo sólido que não fossem excretas corporais e restos de alimentos foi uma novidade que surgiu na nossa espécie com a sua sedentarização, que começou a praticar a agricultura, e elaborar o seu sistema de comunicação simbólica sob a forma de linguagem, algo que nunca existiu antes na vida do planeta nesse grau de complexidade. Surgiram necessidades que não existiam antes, necessidades decorrentes do modo de agrupamento com relações cada vez mais complexas. Demandas de moradia, de limpeza, de vestuário, de proteção e de ferramentas. A cada inovação surgia algum tipo de resíduo sólido que nunca tinha sido gerado antes, e isso foi se tornando cada vez mais intenso e complexo, se distanciando cada vez mais de todos as outras espécies animais que normalmente geram apenas resíduos orgânicos putrecíveis, além das excretas corpóreas que também são biodegradáveis (PUCCI, 2013).

O ponto crítico da produção de resíduo sólido veio com a revolução industrial, iniciada no séc. XVIII na Inglaterra e espalhada para o mundo todo, deu-se a partida para que a curva de crescimento populacional tomasse a forma exponencial assim como a geração de resíduos de uma forma geral. A manufatura perdeu o sentido de trabalho com as mãos, e o que antes era feito com mãos, utilizando ferramentas, passou a ser feito com máquinas que foram ficando cada vez mais independentes, graças aos sistemas de controle de processos que dispensaram a mão de obra humana nos processos não manufatureiros (PUCCI, 2013).

Contudo, até esse ponto, o pensamento humano em relação a durabilidade e obsolescência não havia chegado ao ponto que se encontra hoje. Com o desenvolvimento da capacidade de uso não energético do petróleo no Séc. XX, surgiram os polímeros, que inauguraram uma nova classe de resíduos sólidos, e mais do que isso, inauguraram uma mudança cultural profunda, que aceita a descartabilidade e não reparabilidade dos objetos, aumentando ainda mais a geração de resíduos sólidos per capita (PUCCI, 2013).

Na nossa língua portuguesa o conceito de resíduo sólido está vinculado ao termo popular de “lixo”, algo que não serve mais e que tem de ser descartado. Na norma culta, assim como

na Lei brasileira 12.305 que define a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS (BRASIL, 2010a) esse conceito de não servir mais tem o nome de rejeito, resíduo em que foram esgotadas as possibilidades economicamente viáveis e disponíveis para seu tratamento e recuperação. Contudo, linguisticamente, denominar algo de rejeito, ou vulgarmente ‘lixo’ expressa que o indivíduo apenas não encontrou mais nenhum uso para este. Fora de sua perspectiva, podem existir outros usos ou outras formas de transformá-lo (PUCCI, 2013).

Lovelock (1995), disserta em seus livros sobre a teoria de GAIA, que o resíduo de um ser vivo é o alimento de outro e quando o resíduo de algum ser vivo não encontra um consumidor que consiga consumí-lo totalmente, os ciclos de retroalimentação da vida na terra realizam mudanças nos padrões da vida. Em menor ou maior escala toda a vida é sintrófica assim como a biota dos reatores anaeróbios (PUCCI, 2013).

3.2.1 Classificação de acordo com a fonte geradora

Para se ter uma visão geral dos resíduos sólidos do meio humano, é coerente se fazer uma classificação de acordo com as fontes geradoras, de acordo com a Lei federal nº 12.305 de 2 de Agosto (BRASIL, 2010a). Como consta no Diagrama 1 abaixo.

Diagrama 1 – Classificação dos resíduos de acordo com a fonte geradora.
Fonte: (SCHALCH, 2015).

No caso do presente trabalho, os resíduos trabalhados são resíduos biodegradáveis, que podem ser fermentados para virar gás metano. No entanto, esses resíduos orgânicos, biodegradáveis, podem estar contidos nos diferentes tipos de resíduos como classificados pela Lei 12.305/2010, e no Diagrama 1, por isso é adequado ser feita uma análise da natureza da fração orgânica de cada origem de resíduo sólido, que foi realizada na seção 3.3 sobre as frações orgânicas em cada origem de resíduo sólido.

No Brasil, se estima que, em 2013, 90,4% do RSU gerado foi coletado, o que corresponde a 189.209 t/dia coletadas de um total de 209.280 t/dia gerados. Do que foi coletado, 58,26%, ou 110.232 t/dia teve uma destinação final ambientalmente adequada, o que na maioria dos casos envolve o enterramento em um aterro sanitário. Infelizmente, 78.987 ton/dia, ou 41,74% do total coletado ainda tem uma destinação final inadequada, o que significa o encaminhamento a lixões e aterros controlados (ABRELPE, 2013). Aterros controlados não são muito diferentes de lixões por não conter as medidas de segurança necessárias para evitar o escape passivo de poluentes via água e ar, ou até explosões por acúmulo de biogás. A disposição final de resíduo sólido urbano em lixões ou aterros controlados está proibida em território brasileiro de acordo com o decreto 7.404/2010 (BRASIL, 2010b).

3.2.2 Composição gravimétrica

A fim de se determinar a composição dos resíduos sólidos urbanos é possível separá-los em diferentes materiais, o Diagrama 2 abaixo mostra os materiais que costumam compor o Resíduo sólido domiciliar, o resíduo sólido que é gerado nas residências e estabelecimentos comerciais, se somado com os resíduos de limpeza urbana (poda, capina e varrição de ruas, praças, calçadões, etc.) se tornam os resíduos sólidos urbanos, quando se determina quais tipos de materiais que este tipo de resíduo tem se dá o nome de composição gravimétrica, que tem um procedimento padrão para a coleta da amostra, separação e classificação, vide a NBR 10007 de 2004 (BRASIL, 2004b).

Diagrama 2 - Classificação dos RD em função dos tipos de materiais que o compõem.

Fonte: FRÉSCA, 2007

A caracterização destes tipos de resíduos pode diferir de acordo com a estruturação socioeconômica do país, estado ou bairro sendo avaliado, estação do ano, além de efeitos que podem acontecer devido as características culturais, fatos sociais (e.g. alto grau de reciclagem de latinhas de alumínio no Brasil graças a existência de um contingente de catadores e de pessoas que coletam latas de alumínio para a venda que pode chegar a 3 R\$.kg⁻¹)

A seguir consta a composição gravimétrica aferida a partir de revisão na literatura de composições gravimétricas de diferentes cidades na diversas regiões do Brasil, feita na tese de doutorado de Massukado (2008).

Gráfico 5 – Composição gravimétrica do Resíduo sólido urbano feito a partir da média simples de diferentes medições feitas na literatura da região Sul e Sudeste, compiladas por Massukado (2008).

Gráfico 6 – Composição gravimétrica média do Resíduo sólido urbano a partir de dados da literatura levantados por Massukado (2008).

É possível notar que a composição gravimétrica do resíduo sólido urbano brasileiro não oscila tanto entre cada região brasileira, sendo que a quantidade de recicláveis é maior no Sudeste e Sul, refletindo uma sociedade de consumo mais intenso que no Nordeste e Norte, sendo que na categoria rejeitos, é onde ocorre a maior diferença no valor de composição

gravimétrica entre as regiões Sul/Sudeste, Norte/Nordeste, esta categoria rejeitos segundo a Lei nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010 (BRASIL, 2010a) é definida no Cap. II Art. 3º como

XV - rejeitos: resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada;

Na prática, para um resíduo sólido ganhar ou não a alcunha de rejeito, depende primeiramente das características do material, como móveis, resíduos eletrônicos, resíduos de significativo impacto ambiental, madeira, minerais, resíduos recicláveis misturados com restos de comida podem entrar na categoria de rejeitos.

De acordo com a própria definição haverá também a variável das condições das técnicas de transformação de materiais do local, das tecnologias que estão disponíveis para que este seja tratado e transformado. Isso significa que, dependendo da infraestrutura industrial, da capacidade técnica da mão-de-obra, um resíduo num local que não tenha indústrias, nem pessoal capacitado para realizar o beneficiamento desse material, pode ser chamado de rejeito, enquanto em outro lugar que tenha algum processo que o use, este ganhe um valor de troca o que pode provover naturalmente sua separação, via catadores autônomos, cooperativas de coleta seletiva, empresas de coleta de resíduos. Portanto a criação de valor a partir da criação de processos de beneficiamento industrial dos resíduos pode transformar rejeitos e resíduos em recursos.

3.2.3 Destinação final do Resíduo Sólido Urbano

Diante do cenário brasileiro de destinação final do RSU para aterros sanitários, a coleta do biogás gerado nestes é uma realidade que pode contribuir para reduzir o impacto que estes tem, ao reaproveitar a energia presente no biogás, já que este permanecerá sendo gerado por décadas depois de o aterro ser fechado (NIELSEN; HAUSCHILD, 1998), enquanto que Finnveden (1999), afirma que um aterro continua realizando emissões na forma líquida para o ambiente por milênios. Segundo o autor as informações na literatura se tornam controversas, ao tentar aferir os impactos gerados pelos aterros sanitários e definir o tempo total a ser

levado em conta nas dinâmicas do sistema aterro/ambiente, que podem ser mais duradouras do que se imagina.

A captura do biogás em aterros sanitários é uma forma de digestão anaeróbia, pode gerar cerca de $129,1 \text{ Nm}^3$ de $\text{CH}_4.\text{ton}_{\text{RSU}}^{-1}$ ou $258,2 \text{ Nm}^3$ biogás. $\text{ton}_{\text{RSU}}^{-1}$ (PARENTI JUNIOR, 2006), ou 200 Nm^3 $\text{CH}_4.\text{ton}_{\text{RSU}}^{-1}$ (THEMELIS; ULLOA, 2007), podendo teóricamente chegar a até 350 Nm^3 de biogás. $\text{ton}_{\text{RSU}}^{-1}$ (ZAMORANO et al., 2007), o que torna o processo de captação de biogás de aterros sanitários um processo que pode reduzir o impacto ambiental desses sistemas. Estimando que o total de resíduos aterrados no globo seja 1,5 bilhão de toneladas anuais, isso equivaleria a uma taxa de geração de $75 \text{ bilhões de Nm}^3.\text{ano}^{-1}$, menos de 10 % desse total é capturado e utilizado (THEMELIS; ULLOA, 2007).

Normalmente em um aterro sanitário, cerca de 50% do biogás gerado consegue ser coletado pelos tubos de coleta de gás (CHERUBINI; BARGIGLI; ULGIATI, 2009), a outra metade pode se difundir pelos sólidos até sair para a atmosfera por algum furo na cobertura ou coisa do tipo, ou será oxidada no solo de cobertura antes de chegar na atmosfera aumentando a proporção de gás carbônico sobre o metano no gás que escapa para a atmosfera, o que pode acontecer com cerca de 4 – 50 % do biogás gerado (SPOKAS et al., 2006). A agência norteamericana de proteção ambiental, estimou em 2012 que da emissão total atmosférica de metano nos Estados Unidos, o metano oriundo dos aterros, foi responsável por cerca de 37,13 % do total para o ano de 1999 e 29,55 % em 2000 (E.U.A., 1999).

Essas estimativas foram feitas em países desenvolvidos, da América do Norte ou Europa. A realidade do escape passivo de biogás dos aterros sanitários no Brasil pode ser ainda pior. Berto Neto (2009) em sua tese de doutorado, revelou que as concentrações de metano e gás carbônico no ar em 8 aterros sanitários do estado de São Paulo estavam em torno de 18.000 ppm e 5.500 ppm respectivamente, que são 10.000 vezes e 15 vezes maiores que os valores normais da atmosfera. O autor ainda estimou a taxa de fluxo solo-ar do metano na ordem de 276,82 - 75.730,20 ton CH_4/ano contra somente 73,52 - 307,31 ton CH_4/ano para o fluxo nos dissipadores verticais, ou seja, muito mais metano está escapando para a atmosfera do que indo para os queimadores e/ou coletores de metano (isso equivale a 0,4 – 27 % de biogás coletado). E o pior é que não foi notada diferença nas taxas de fluxo de biogás quando foram comparadas as medidas em um aterro sanitário com de aterros controlados e lixões, que também foram avaliados, como base comparativa. Isso indica que mesmo sistemas de disposição final de resíduos sólidos urbanos ambientalmente adequados, como são chamados os aterros sanitários em Lei (BRASIL, 2010a, 2010b), não conseguem barrar a emissão passiva de biogás para a atmosfera. Até o aterro sanitário Bandeirantes, próximo a cidade de

São Paulo – SP, que conta com sistema de sucção do biogás para geração de energia, também registrou níveis de metano no ar que não o diferenciaram da estatística total.

Isso demonstra que mesmo um aterro sanitário, com todas as medidas de contenção, coleta e reaproveitamento do escape de biogás, pode não conseguir realizar um reaproveitamento energético eficiente da fração biodegradável na medida em que o biogás tenha a chance de escape, e muito menos das frações combustíveis dos resíduos recicláveis plásticos, borrachas, madeiras que poderiam ser recicladas e/ou pirolisadas/gaseificadas, mas que ficarão retidas dentro da terra por tempo indeterminado.

Uma desvantagem do enterramento dos resíduos biodegradáveis é a perda de grande parte dos nutrientes que ficarão imobilizados dentro do mesmo. Se estima que apenas 3% e 0% do enxofre e do fósforo que entra no aterro será liberado para a atmosfera e 1% e 2% será emitido no lixiviado respectivamente (NIELSEN; HAUSCHILD, 1998). O fósforo é um elemento essencial para o desenvolvimento da lavoura, tal qual o petróleo, é finito, sendo um recurso mineral e que tem valor de uso e de mercado.

No ensejo dessa argumentação, a União Européia aprovou em 2003 uma decisão de proibir o envio de resíduos biodegradáveis a aterros sanitários ou qualquer enterramento (UNIÃO EUROPÉIA, 2002), como consta na secção 2 - Critérios de admissão para armazenagem subterrânea: todos os tipos, secção 2.1. Resíduos Excluídos, descreve que são “De acordo com os pontos 1.2.1 a 1.2.8, os resíduos passíveis de transformação física, química ou biológica indesejável após o seu depósito não devem ser depositados numa instalação de armazenagem subterrânea. Estão incluídos os seguintes resíduos) em que faz uma lista de materiais que estão excluídos de serem enterrados, e no item c) nomeia Resíduos biodegradáveis como um dos tipos de resíduos excluídos do processo de aterramento.

É possível que dentro de um aterro sanitário, sejam feitas biocélulas, células do aterro que são destacadas para receber RSU já triado, separadas as frações recicláveis, contendo resíduos orgânicos misturados com rejeitos, e contam com uma infraestrutura especial de coleta de gases e de recirculação e coleta de lixiviado. Este último, quando gerado por uma biocélula pode ter valores mais compatíveis com o tratamento biológico e incorporação do efluente de biocélula no meio (ABICHOU et al., 2013) (e.g. encaminhamento do lixiviado à estação de tratamento de esgoto local, sem a redução da geração de biogás por essa estação).

3.3 As Frações orgânicas em cada origem de resíduo sólido

A seguir será comentado a ocorrência e características das frações orgânicas biodegradáveis de cada tipo de resíduo sólido de acordo com a fonte geradora, vide Diagrama 1.

3.3.1 Em Resíduos Agrosilvopastoris

Os efeitos que a revolução industrial tiveram na maneira do homem de produzir seus alimentos foram sentidos também no surgimento de uma nova classe de resíduos dentro da composição gravimétrica dos resíduos agrosilvopastoris, principalmente com o advento da sintetização de amônia – NH_3 , mineração de fósforo e outras rochas para uso como fertilizante e do desenvolvimento da química orgânica e de seus produtos químicos antivida, como herbicidas, fungicidas e pesticidas, e também da introdução de maquinário na lavoura. Os resíduos sólidos agrosilvopastoris dessa forma, ganharam frações não orgânicas, sacarias feitas de plásticos trançados, de embalagens plásticas, embalagens de medicamentos para animais, peças e restos de tratores e implementos, restos de mangueiras de irrigação, etc, além da fração de Resíduo Sólido Domiciliar (RSD) que é gerada em cada domicílio rural.

Dos componentes biodegradáveis, para uma boa prática de gestão e de manutenção da vida do solo, usualmente adotada por agricultores orgânicos, os restos vegetais combinados com os restos de comida e de esterco da propriedade, costumam ser reincorporados na própria lavoura como forma de reduzir a evaporação de água pelo solo (ZRIBI et al., 2015) e reter carbono enquanto aumenta a fertilidade do mesmo (YAGIOKA et al., 2015). Ao mesmo tempo, evita a necessidade de gestão do resíduo orgânico agrosilvopastoril em outro lugar que não seja o mais próximo possível do ponto de geração, porém essa técnica não é aplicada em todas as lavouras, e a partir de vivência própria nas conversações com as pessoas no campo em territórios ao redor da cidade de Franca-SP, a proposta de uso da cobertura vegetal nem sempre é vista como uma técnica que ajude a produtividade da lavoura.

Ao se buscar melhorar o aproveitamento da energia da biomassa, celulósica (GE; XU; LI, 2016) ou mais facilmente biometanizável, que abunda no campo, principalmente pelo fato de o espectro das latitudes brasileiras em sua maior parte estar entre os dois trópicos, se estimula

o próprio decaimento da matéria orgânica ao se realizar a biometanização da matéria vegetal e retornar o digestato sólido depois de digerido para o campo (NIZAMI et al., 2012).

Dessa forma, se dinamiza a produção agrícola, pois derrubar para o solo a matéria orgânica de plantas que crescem junto com as culturas de interesse primário é o núcleo paradigmático da agricultura sintrópica nas terras tropicais. Dentro dos trópicos, as condições de temperatura e umidade são muito mais favoráveis para a decomposição da matéria orgânica, o que faz com que esta tenha um tempo de permanência no solo curto, demandando a constante cobertura do solo que tende a ficar exposto com o consumo da matéria orgânica pelos organismos do solo. Usar composto pronto para cobrir o solo é uma atividade cara, que demanda material dos entornos. Quando se diz cobrir o solo, como diz Primavesi (2003), “o que se quer, não é nutrir a planta com NPK orgânico, mas fornecer alimento para a vida do solo, para que esta o agregue criando poros onde deve entrar ar e água. No clima temperado se usa composto porque a decomposição é vagarosa.”

Com o constante trabalho para se buscar matéria orgânica para cobrir o solo, se percebe que estimulando a produtividade primária do sistema da lavoura com a introdução de espécies além da cultura de interesse, árvores e arbustos que: acessam águas mais profundas e a trazem para a superfície; criam sombra com suas copas; e ajudam também a reduzir a evaporação de água do solo e reduz a penetração de radiação solar no mesmo, dependendo se a cultura principal que se quer cultivar suporta mais ou menos a sombra da copa das árvores, se faz o manejo de diferentes espécies que não sejam a cultura de interesse, e que sirvam para fornecer biomassa, suporte para o crescimento de outras espécies de organismos, de modo que se estimule a vida como um todo criando uma floresta-bosque-pomar produtivo, o cerne da agricultura nos trópicos, a agrofloresta, ou agricultura sintrópica.

Patricio (2014) estima a quantidade de carbono que está contido no solo de culturas presentes no sul da ilha das Filipinas, e chega aos valores, em ordem decrescente, de carbono retido: seringueira ($37,1 \text{ MgC.ha}^{-1}$) > côco ($30,3 \text{ MgC.ha}^{-1}$) > arroz ($22,7 \text{ MgC.ha}^{-1}$) > mandioca ($22,3 \text{ MgC.ha}^{-1}$) > café ($20,0 \text{ MgC.ha}^{-1}$) > cana-de-açúcar ($19,8 \text{ MgC.ha}^{-1}$) > manga ($19,3 \text{ MgC.ha}^{-1}$) > banana ($18,3 \text{ MgC.ha}^{-1}$) > milho ($17,5 \text{ MgC.ha}^{-1}$) > abacaxi ($14,7 \text{ MgC.ha}^{-1}$). O autor mostra como é discrepante a diferença de culturas que são naturalmente cultivadas dentro da floresta como é o caso da seringueira, que tem a maior quantidade de carbono armazenado do estudo.

Na agricultura sintrópica, se realiza a derrubada esporádica, intensa e constante da biomassa viva, principalmente troncos de árvores, que alimentam o solo ao se decompor, e

fazem com que a luz penetre mais próxima do solo, permitindo o cultivo de espécies de ciclo curto nesse interim em que as copas das árvores ainda não crescem outra vez.

Como efeito de comparação Gama-Rodrigues et al. (2010) faz uma estimativa de um cultivo de cacau em sistema de agrofloresta no sul da Bahia. A chamada cabruca, cultivo de cacau com árvores de maior porte criando um ambiente de floresta, acumula cerca de 10 $\text{MgC.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ tendo quantidades de carbono total armazenado acima e abaixo do solo da ordem de 302 MgC.ha^{-1} . Um outro autor estudando 4 sistemas agroflorestais em Tomé-Açu na Amazônia oriental, estimou a quantidade de carbono abaixo do solo nos valores de 129,1, 132,0, 127,9, 145,2 MgC.ha^{-1} e taxas de entrada de carbono da queda de biomassa ao solo da ordem de 2,54, 6,11, 9,54 e 16,27 $\text{MgC.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (BRANCHER, 2010). Enquanto que Torres et al. (2014) estima velocidades anuais de entrada mássica de carbono no solo em sistemas agroflorestais variando entre 1,26 – 11,19 MgC.ha.ano^{-1} , próximo aos valores do estudo anterior.

Por isso, a partir do uso das técnicas de agricultura sintrópica, se realiza a obtenção de benefício a partir do estímulo simultâneo a várias espécies de organismos vivos, tal qual a sintropia que ocorre na biometanização, que será tratada na seção 3.4, p. 75, ambos são sistemas que no fim estabelecem uma macro relação ganha ganha entre as espécies, corroborando a teoria de gaia, de Lovelock e Margulis (1974; 1995), dessa forma dispensando o controle de pragas, pois estas se dissolvem nas relações inter e intra específicas do bioma agrário criado.

Já a dissipação constante da derrubada da biomassa pode ser vista como uma estrutura dissipativa que gera neguentropia via a criação de complexidade por meio da constante e lenta deriva e consequente criação de novas espécies, sucessão ecológica, geração de mais biomassa, e acúmulo de carbono e colóides no solo, tal qual a teoria de estrutura dissipativa proposta por Nicolis e Prigogine (1977), um estudo reforçou essa hipótese medindo os fluxos entrópicos entre três pontos em partes distintas da América do Norte, e conseguiu demonstrar um módulo de taxa de exportação de entropia em sistemas em regeneração maior que em sistemas em clímax (LIN, 2015).

Quando a escala de sintropia da estrutura dissipativa, que é a vida, se expande para além da lavoura, com o propósito de criação de mais relações ganha ganha no sistema terrestre, se percebe que o sistema agroecosilvopastoril, ou o meio rural é o recebedor final majoritário dos nutrientes dos resíduos biodegradáveis das cidades (vide seção 3.4.8 p. 135, ou vide **Error! Reference source not found.** na p. 27).

Ao acoplar a produção de biogás a partir da fração biodegradável dos resíduos agrosilvopastoris (CHANAKYA et al., 1999; WELLS, 2009; CROXATTO VEGA et al., 2014), e/ou junto da aquicultura (MIRZOYAN; TAL; GROSS, 2010), fazendo uso da codigestão junto dos restos de comida oriundo das cidades próximas (CHANAKYA et al., 1999; CABBAI et al., 2013; SCHIETTECATTE; TIZE; DE WEVER, 2014), se incrementa a possibilidade de retorno e simultânea redução dos fatores de impacto ambientais tanto dos sistemas agrícolas, quanto de gestão de resíduos urbanos (REHL; MÜLLER, 2011; POESCHL; WARD; OWENDE, 2012a; CARLSSON et al., 2015).

É possível encontrar na literatura, estudos que levem em conta o vilarejo com o seu entorno rural, numa abordagem conjunta para o melhoramento da eficiência de gestão dos resíduos orgânicos, já que o ponto de uso dos produtos/efluentes líquidos e sólidos da biometanização é a lavoura. Um exemplo de uma abordagem nesse sentido é o de uma vila chamada Ungra, no sul da Índia, que contou com extensos estudos buscando dar suporte aos seus 149 domicílios, 932 pessoas, 460 vacas e 489 cabras, espalhados em 360,2 ha e que leva em conta todo o campo ao redor dela na elaboração do seu planejamento para melhoria da obtenção de energia da biomassa e gestão dos resíduos (RAVINDRANATH; CHANAKYA, 1986), ou lodo do tanque de peixe (MIRZOYAN; TAL; GROSS, 2010).

Um estudo chinês de Chen e Chen (2013) de um biodigestor de 8m³ (escala doméstica) operado codigerindo efluentes domésticos com restos de uma lavoura de caqui, que envia os efluentes sólido e líquido de volta para a lavoura e usa o biogás para movimentar as máquinas de processamento do caqui e usa o gás carbônico separado do biogás na câmara de conservação de alimentos, gera um lucro líquido de 80 US\$/ano.tonelada_{resíduo} demonstrando a viabilidade de sistemas de biometanização de resíduos em meio rural.

Quando se tem a criação de animais, surge a formação de esterco, e a gestão deste se torna mais difícil na medida em que se intensificam os métodos de criação, intensificando a taxa de geração de efluente orgânico animal num só ponto espacial, o curral ou galpão de criação. A digestão do esterco animal via o encaminhamento do efluente para um biogiestor metanogênico já é uma prática em uso nos meios rurais de países tanto desenvolvidos (REHL; MÜLLER, 2011) como em desenvolvimento (JAGADISH et al., 1998; KUNZ; OLIVEIRA, 2006; CERVI, 2009; RICARDO, 2012; ADL; SHENG; GHARIBI, 2015; MARTÍ-HERRERO et al., 2015; ABDESHAHIAN et al., 2016). Na Índia, um biodigestor operando apenas com os esterco dos animais, com um teor de sólidos de 20 %, consegue produzir com uma tonelada de esterco fresco, 20 – 25 m³ de biogás, que alimentando os geradores da

localidade geram 100 – 125 kWh de eletricidade por tonelada de esterco fresco (SORATHIYA et al., 2014).

A co-digestão do esterco com os restos vegetais da lavoura num biometanizador pode aumentar os rendimentos de biogás que a digestão do esterco somente (TAMBONE et al., 2013) ou do resíduo vegetal sozinho, como gramínea. Porém criam dificuldades adicionais na medida em que demandam adaptações aos biodigestores de modo que não entupam com tanta facilidade devido ao incremento de sólidos (CHANAKYA; VENKATSUBRAMANIYAM; MODAK, 1997; JAGADISH et al., 1998; NIZAMI; MURPHY, 2010; NIZAMI et al., 2012). Um modo de contornar esse problema da adição de resíduos sólidos orgânicos, como restos vegetais, aos digestores líquidos, pode ser contornado com o uso de biodigestores de fase sólida (vide seção 3.4.6.11 p. 115) para tratar os resíduos sólidos da lavoura acoplados/inoculados pelo biodigestor já usado para o esterco e as fezes da população via a recirculação do líquido do mesmo por esses digestores de fase sólida. É possível exemplificar estudos de co-digestão da torta de lagar, o resíduo sólido da indústria de extração do azeite da azeitona, com o esterco da criação de porcos (ORIVE; CEBRIÁN; ZUFÍA, 2016).

Existem exemplos de fazendas integradas, de produção de porcos, patos, galinhas, arroz, peixe, milho e outras culturas integradas em processos de beneficiamento mútuo, como é o caso de uma fazenda, chamada Kirikan, na província de Pathunthani, próximo à Bangkok, Tailândia. Abaixo pode ser observado os processos internos da produção de arroz e a geração dos resíduos, as cascas, o farelo que ainda tem óleo, e o farelo sem o óleo, ou a torta da extração, que vai para a fazenda servir para a elaboração da ração. O Diagrama 3 mostra o processo de beneficiamento de arroz dessa fazenda.

Diagrama 3 – Diagrama do processo de beneficiamento do arroz em uma fazenda localizada na Tailândia.

Fonte: (POLPRASERT, 1996)

Enquanto que o Diagrama 4, abaixo exhibe o fluxograma geral da fazenda e a forma que é integrada a coleta e beneficiamento de resíduos vegetais para se criar ração animal, em que até as fezes das galinhas caem pelas frestas das tábuas do galinheiro, que é construído em cima das pocilgas de porcos, para que as fezes das galinhas sejam consumidas pelos porcos junto da lavagem dada a eles, e parte do que escorre da pocilga escorre direto para as lagoas de peixe, para servir diretamente tanto de alimento, quanto para estimular a produtividade primária da mesma. Enquanto isso, a outra parte desse fluxo vai para o biometanizador que não deixa de encaminhar o seu digestato para fertilizar a lagoa, enquanto que a água da lagoa serve de água de irrigação para a lavoura.

Diagrama 4 – Descrição dos fluxos da fazenda Tailandesa Kirikan.
Fonte: (POLPRASERT, 1996).

3.3.2 Em Resíduos da Construção Civil

Nessa categoria é possível a ocorrência de resíduos biodegradáveis por meio da madeira que não tem mais uso e papel de embalagens usadas durante o processo de construção civil, se a madeira não tiver passado por nenhum tratamento que use metais tóxicos como o Arsenato de cromo cobre, ou qualquer outra substância que seja tóxica para a vida xilófaga (que come a a madeira) como também vernizes. Se não houver nenhum desses produtos dessa natureza tóxica para a vida, a madeira que não tiver mais serventia para a construção de outra edificação, ou de reuso como instrumento de madeira ou forma para as estruturas de concreto, pode se transformar em alimento para o solo.

Contudo, Wasson et al. (2005) avaliou a concentração de As Cr e Cu, presente nas cinzas de madeiras tratadas com Cromo-Cobre-Arsenato (CCA) e queimadas em fogo aberto. Os resultados demonstram concentrações desses metais na cinza pesada (a que não é suspensa ao

ar no momento da queima) da ordem de 84,2 158,74 e 91,62 mg/g de cinza, respectivamente, enquanto que somente 14 % do As presente na madeira foi emitido ao ar durante a queima.

A Organização mundial de saúde recomenda níveis de As na água para consumo humano da ordem de 10 ppb de As, o que equivale a apenas 0,01 mg/L, o que o torna uma substância que não tem níveis seguros de consumo. Se estima que 1 entre cada 10 pessoas que estejam bebendo água contendo 500µg de arsênico por litro, irão morrer de câncer causados por Arsênico (SMITH; LINGAS; RAHMAN, 2000).

Em uma pesquisa feita no ano de 1997 nos E.U.A., de 16,74 milhões de m³ de madeira tratada do país, 79,1 % foi tratado com preservativos de madeira a base de água (outra maneira de se denominar o CCA), totalizando aproximadamente 65.317 toneladas de preservativo usado do tipo CCA, já que 97 % desse todo é o CCA, contra apenas 1.950 de toneladas de outros preservativos a base de água e outros metais e moléculas menos tóxicas aos seres vivos (cerca de 3% do total de preservativos)(E.U.A.-E.P.A., 1997; MICKLEWRIGHT, 1997).

Se estima que a maior contaminação de Arsênico que já existiu na história da humanidade tenha surgido devido ao fato de o resíduo lenhoso urbano (Arseniato de cobre cromatado é o produto mais usado no planeta para o tratamento da madeira) das cidades indianas ao longo do vale do Ganges sempre ser queimado em fogueiras, fogareiros, fogões a lenha como é tradição local e as cinzas serem incorporadas no solo e irem se percolando, descendo pelo subsolo e se acumulam nos primeiros horizontes de solo. Esse caso de contaminação coletiva está ocorrendo na província de Bengala, na Índia e em Bangladesh, país com a maior densidade populacional do planeta e que fica na foz do rio de maior vazão do subcontinente indiano, o Ganges. Depois que grande parte da população não conseguia mais obter água potável dos rios e lagos, por estes estarem em condições sanitárias impróprias para consumo humano, se começou a cavar poços rasos entre 10-30 m para a obtenção de água para consumo e uso na agricultura, isso criou um sistema de amplificação de absorção do Arsênico, que foi se acumulando nos animais e seres humanos e nos primeiros horizontes de solo (SMITH; LINGAS; RAHMAN, 2000; FLANAGAN; JOHNSTON; ZHENG, 2012).

Um relatório ambiental do Canadá relata que a concentração média de As no solo em arredores de uma planta abandonada de produção de preservativo de madeira do tipo CCA em Vancouver – British Columbia, Canada é da ordem de 11.000 µg/kg, muito superior aos valores de 10 – 50 µg/kg normalmente recomendados para águas, e o define como tóxico sem limite inferior de concentração segura, classifica a presença de qualquer concentração como tóxica (CANADA, 1993). Enquanto que Bamwoya et al. (1991) encontraram concentrações de

arsênico da ordem de 262 mg As/kg em sedimentos a jusante de uma fábrica de pesticidas de proteção de madeira próximo a Elmsdale, Nova Escócia, Canada.

Em 2008, nos Estados Unidos da América, foi concluído o procedimento federal de avaliar o risco ambiental e de saúde existente no País, regulamentando o elegibilidade de reregistro de uso e descomissionamento de madeiras que tenham sido tratadas com Arseniato de cobre cromatado e outros produtos que contenham cobre e/ou cromo e/ou arsênico ou qualquer metal que seja tóxico para a vida. É possível observar no Gráfico 7 a taxa de crescimento do descarte de madeiras como resíduo sólido urbano nos Estados Unidos da América.

Com a regulamentação proposta pelo governo norteamericano, é fornecido uma série de informações de cuidados com conservação e envernizamento e impermeabilização para a redução de lixiviamento de estruturas que tenham sido tratadas e que estejam em uso, além de ter publicado para o público medidas de redução de danos, propondo produtos alternativos ao CCA e informando os riscos, além de mostrar que o uso de madeira tratada com preservativo CCA estar proibida para uso em parques infantis (BECKER et al., 2008).

Gráfico 7 – Descrição da quantidade do descarte de madeiras como Resíduo Sólido Urbano nos Estados Unidos da América.

Fonte: (AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA, 1998)

Tanto a USEPA, norteamericana, quanto a CETESB, brasileira, regulam a concentração máxima de Arsênico no lodo de esgoto para aplicação em solo agrícola em 75 mg.kg^{-1} (peso seco), enquanto que na água potável, a USEPA permite no máximo uma concentração de As

de 0,01 mg.L⁻¹. De acordo com a ABNT NBR 10004 (BRASIL, 2004a), apenas os efluentes de indústrias que realizam o tratamento da madeira são classificados como resíduos perigosos, e o fato de haver madeira instalada na infraestrutura do país e que contem níveis desses metais ainda não despertou interesse nas autoridades brasileiras em estabelecer um protocolo de descarte de resíduos da construção civil ou resíduo sólido urbano que seja feito de madeira que foi tratada por esse processo.

Ferrarini (2012) estabelece um método para o tratamento e remoção desses metais da matriz lignocelulósica com eficiências de remoção de Cu, Cr, As, da ordem de 100, 89 e 100 % respectivamente, e descreve a baixa atenção brasileira, existente tanto dos órgãos legislativos quanto das publicações acadêmicas em torno do uso de preservativos de madeira.

Outras frações orgânicas significativas que surgem no processo urbano de transformação via a construção civil é a reconfiguração de áreas verdes, pavimentação de jardins e atividades afins que geram alguma quantidade de matéria orgânica vegetal mista, podendo ter componentes lenhosos de troncos e até de raízes de árvores retiradas e componentes folhosos, como gramados arrancados, arbustos e capina de terrenos e jardins. Todos esses resíduos são normalmente reincorporados na jardinagem do entorno se houver a disponibilidade de triturá-lo já no local de geração, o que seria uma tarefa possível para as prefeituras terem na forma de um caminhão com um triturador acoplado que colete sob demanda a fração vegetal de construção civil ao invés desde resíduo ir junto nas caçambas ou ser empilhado em terreno baldio, triture o mesmo, e já o redistribua nos pés dos canteiros e árvores de áreas verdes urbanas como praças, passeios públicos.

Também é possível o encaminhamento da fração vegetal de resíduo para um local que faça sua trituração e o deixe acumulado para a redistribuição para a população na forma de turfa ou terra preta, para uso em hortas e jardins domiciliares e coleta por produtores rurais. Contudo, deixar de ter um triturador acoplado ao torque do caminhão de coleta significa gastar mais combustível com viagens de caminhão, já que esse resíduo vegetal costuma ter densidade reduzida por ter galhadas, folhas grandes, pedaços de folhas de palmeiras, o que exigirá mais viagens do que se realizasse a trituração continuada enquanto fosse coletando as frações vegetais da construção civil, de limpeza urbana e domiciliares.

3.3.3 Em Resíduos Domiciliares

Por compor mais da metade da composição do RSU brasileiro que alimenta lixões e aterros, esse resíduo é o que guarda o maior potencial para a geração de biogás, visto que dos 5564 municípios brasileiros, apenas 211 declaram destinar alguma quantidade da fração orgânica para estações de compostagem, o destino biometanização nem sequer aparece nas estatísticas (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010). A composição da fração orgânica no resíduo domiciliar pode ser exemplificada na Tabela 3 que segue

Tabela 3 – Características da FORSU (triturada a 5-10 mm)	
Parâmetros	Valor
Sólidos Totais, mg/L	74.520
Sólidos Suspensos, mg/L	39.441
Sólidos Voláteis Totais, mg/L	69.688
Demanda Química de oxigênio, mg/L	201.083
Ácidos graxos voláteis, mg/L	694,3
pH	4,5
Alcalinidade, mg/L	189,3
Fósforo total, mg/L	926
Nitrogênio total Kjeldahl, mg/L	6.275
Fonte: (RATANATAMSKUL; WATTANAYOMMANAPORN; YAMAMOTO, 2015)	

Um estudo polonês (SOSNOWSKI; WIECZOREK; LEDAKOWICZ, 2003) revelou que, se a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos for misturada (25% vol.) com lodo de estação de tratamento de esgoto (75%, lodo este composto por uma mistura 1:1 de lodo do decantador primário e lodo ativado espessado), numa biometanização de duas etapas, a primeira acidogênica a 55°C agitada, e a segunda metanogênica a 36°C não agitada, e em fluxo ascendente, alimentada de modo semi-contínuo, se produz mais biogás do que a mesma operação em modo de batelada. Além disso, esse estudo mostrou que misturar um quarto de resíduos orgânicos ao lodo de esgoto aumenta a relação C/N de 9 para 14, o que ajuda a melhorar os parâmetros da biometanização, que é indicada a ter uma razão C/N na alimentação em torno de 20-30.

Outro estudo tailandês (RATANATAMSKUL; WATTANAYOMMANAPORN; YAMAMOTO, 2015), realizando a biometanização em duas fases, um tanque acidogênico de

1000 litros totais e 750 litros úteis, e outro tanque de que também realizou a biometanização de FORSU/Lodo de esgoto (secundário) mostra que a porcentagem de FORSU que pode ser misturada ao lodo de esgoto pode ser maior que 1/4 , chegando a até 7 partes para 1.

Nas seções finais sobre os diversos tipos de biodigestores, serão tratados alguns que realizam a biometanização em fase sólida, o seu desenvolvimento tem tornado a biometanização da FORSU cada vez mais viável (vide seção 3.4.6.11 - Digestores em fase seca, p. 115)

3.3.4 Em Resíduos Industriais

Os Resíduos Industriais tem sua composição variável dependendo do tipo de processo, e por isso necessitam de coleta distinta dos RSU. Pela lógica, é sempre mais prudente que os diferentes tipos de resíduos sólidos da indústria não sejam misturados entre si, a fim de que se torne possível aproveitar o potencial de reciclo de cada um dos tipos de resíduos. São nos resíduos sólidos das indústrias de alimentos e agroindústrias que a fração biodegradável tem maior representatividade, e se a segregação for feita no local de origem, torna-se possível o reaproveitamento dessa fração orgânica, seja energeticamente via biometanização ou H_2 , para a produção de fertilizante, uso na ração animal, ou na criação de algas e macrofitas com o fim de produção de biomassa e simultâneo tratamento da água (VALDERRAMA et al., 2002), onde também pode ser feita a direta alimentação do efluente industrial para lagoas de criação de peixes, onde naturalmente os nutrientes do efluente se tornam algas que serão a fonte de alimentação dos peixes (COSTA et al., 1987), esse método será tratado adiante na seção 3.4.8.2 na pág 140, sobre o uso do efluente diretamente em lagoas de peixes.

Os tipos de indústrias com potencial para o uso de suas frações biodegradáveis, sólidas e líquidas, no reaproveitamento energético e material serão tratadas adiante.

3.3.4.1 Indústria de Açúcar e álcool

A vinhaça e bagaço são os principais resíduos gerados no processo de produção de açúcar e álcool, ambos tem viabilidades de reaproveitamento energético material e beneficiamento.

Hoje em dia o bagaço de cana é queimado em caldeiras na própria usina de cana gerando toda a eletricidade do processo, como Macedo, Seabra e Silva (2008) relatam, que já em 2006 haviam usinas de cana que estavam conseguindo produzir excedente de eletricidade da ordem de 9,2 kWh / t cana, com uma média de produtividade de etanol da ordem de 86,3 L etanol / t cana e produtividade primária da ordem de 87,1 t cana / ha.

Enquanto isso a vinhaça permanece alvo de intensas pesquisas para a redução de seu potencial poluente, pois enviá-la para a irrigação diretamente representa um desperdício de carbono que ainda pode se tornar biogás e muitos outros produtos.

Já em 1986, um estudo publica o uso prático da vinhaça in natura para alimentar lagoas de criação de peixes. Nesse caso, a DBO da vinhaça – que gira em torno de 7.000 – 95.000, com média de 77.000 mg DBO / L (SHEHAAN E GREENFIELD, 1980), alimenta a comunidade fitoplanktônica->zooplanktônica->bêntica do lago, em que todas essas três servem de alimento para os peixes. O autor relata produtividades primárias de peixe da ordem de 2.043 – 3.285 ton peixe / ha.ano na cidade de Penedo – AL, Brasil.

Sabendo que o acetato é um dos substratos chave para as arqueias metanogênicas pode-se vislumbrar o potencial de efluentes que contenham altas concentrações de acetato, como a vinhaça para incrementar a produção de energia.

Portanto, a abundância de acetato no digestato de biorefinarias brasileiras que realizam a fermentação alcólica do caldo da cana de açúcar constitui uma grande fonte de substrato para ser combinada na biometanização de resíduos. Outra substância que também pode ser encontrada no digestato da fermentação alcólica são açúcares redutores, como açúcares que não foram convertidos em etanol, na forma de dissacarídeos como a celobiose, lactose e maltose e todos os monossacarídeos. Estes saem junto com digestato com concentrações médias da ordem de 26,50 g/L para fermentação alcólica feita com o melaço, como medido por Sheehan e Greenfield (1980).

Já as concentrações de acetato da vinhaça, que é o ácido orgânico de maior concentração, varia de 2,18 g/L (SHEEHAN; GREENFIELD, 1980) pra fermentação feita com o melasso ou 1 - 9,5 g/L e 7,9 g/L para fermentação feita com a garapa, o caldo direto da prensagem da cana. Enquanto que experimentos de produção de biogás com vinhaça indicam concentrações de ácido acético na entrada dos experimentos em valores de 780 - 2002 mg Hac.L⁻¹ (MORAES; ZAIAT; BONOMI, 2015).

É interessante observar que a presença desses açúcares redutores, acetato, e ácidos graxos voláteis (3 e 4 C) presentes na vinhaça da fermentação de cana de açúcar pode ser um substrato para a biometanização ou produção de H₂ (MORAES; ZAIAT; BONOMI, 2015), ou

que o E1, da ordem de 1780 m³/dia. Se conseguiu reduzir em 71 % o íon amônio, 28 % o fósforo do efluente de cultura e a demanda bioquímica de oxigênio em 61 %.

3.3.4.2 Indústria madeireira, de papel e celulose

Esse tipo de indústria gera diversos tipos de efluentes, sendo o mais concentrado deles o licor negro, que corresponde de 10 – 15 % do efluente total, mas que contém aproximadamente 95 % de toda a carga orgânica, que se concentra em um local de emissão, é poluidora. É um produto que pode entrar na cadeia da biometanização, um líquido que como o próprio nome diz, tem uma coloração escura e é rico em moléculas orgânicas derivadas dos processos de transformação de madeira em fibras de celulose para a fabricação de papel e papelão. Buzzini e Pires (2007) estudaram a biometanização de licor negro diluído, de uma indústria de polpa kraft, tratado num reator UASB e conseguiu taxas de remoção de DQO de 75 – 78 %.

Abaixo é possível entender os diferentes efluentes da indústria de celulose gerados a partir dos diferentes processos de beneficiamento da madeira até se tornar polpa e papel.

Tabela 4 – Descrição dos processos, aditivos e resíduos gerados nas atividades de fabricação da polpa e do papel

	Processos principais	Aditivos principais	Principais resíduos	Ref.
Tratamento da fibra virgem	Descascagem, trituração, e transporte	-	Cascas, tanino, lignina, hemiceluloses, e grandes quantias de compostos orgânicos como resinas ácidas como também partículas de solo	1, 2,3,4

¹ P. Bajpai, Pulp and Paper Industry, Elsevier, 2015.

² E. Avsar, G.N. Demirer, Cleaner production opportunity assessment study in SEKA Balıkesir pulp and paper mill, J. Cleaner Prod. 16 (2008) 422–431.

³ M. Ali, T.R. Sreekrishnan, Aquatic toxicity from pulp and paper mill effluents: a review, Adv. Environ. Res. 5 (2001) 175–196.

⁴ M. Vepsäläinen, H. Kivisaari, M. Pulliainen, A. Oikari, M. Sillanpää, Removal of toxic pollutants from pulp mill effluents by electrocoagulation, Sep. Purif. Technol. 81 (2011) 141–150.

Polpeamento (padrão papel ou padrão solúvel)	Polpeamento com sulfato (kraft) e sulfito, polmeamento termomecânico, polpeamento químiotermomecânico	Hidróxido de sódio (NaOH), sulfeto de sódio (NaS ₂) (polpa kraft) e outros compostos inorgânicos como Na ₂ CO ₃ , NaHCO ₃ , Na ₂ SO ₄ , Na ₂ SO ₃ e Na ₂ S ₂ O ₃ (processo sulfite) etc.	Nós, madeiras não cozidas, partículas de casca, materiais solúveis de madeira (incluindo ácidos isopimárico, sandacopimárico, levopimárico, abiético, dehidroabiético, neoabiético e palústrico), ácidos graxos, DQO, DBO, e orgânicos dissolvidos, lignina e hemiceluloses, e também aditivos químicos solúveis como silicatos (3SiO ₂ .Na ₂ O)	1, 5, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12
Alveijamento	Alveijamento da polpa químico ou mecânico	Processo livre de cloro elemental: (ClO ₂ em solução de H ₂ SO ₄), ou NaOH, O ₂ e peróxido de hidrogênio (fase	Clorofenóis, AOX, EOXs, bifenilas policloradas, dibenzodioxinas policloradas, dioxinas,	1, 4, 6, 13, 14, 15, 16, 17

⁵ M. Sainlez, G. Heyen, Comparison of supervised learning techniques for atmospheric pollutant monitoring in a Kraft pulp mill, *J. Comput. Appl. Math.* 246 (2013) 329–334.

⁶ E. Ekstrand, M. Larsson, X. Truong, L. Cardell, Y. Borgström, A. Björn, J. Ejlertsson, B.H. Svensson, F. Nilsson, A. Karlsson, Methane potentials of the Swedish pulp and paper industry – A screening of wastewater effluents, *Appl. Energy* 112 (2013) 507–517.

⁷ B. Bilitewski, R.M. Darbra, D. Barcelo (Eds.), *Global Risk-Based Management of Chemical Additives I: Production, Usage and Environmental Occurrence*, Springer, London, New York, 2012.

⁸ M. Betancur, P.R. Bonelli, J.A. Velásquez, A.L. Cukierman, Potentiality of lignin from the Kraft pulping process for removal of trace nickel from wastewater: Effect of demineralisation, *Bioresour. Technol.* 100 (2009) 1130–1137.

⁹ T.S. Huuha, T.A. Kurniawan, M.E.T.T. Sillanpää, Removal of silicon from pulping whitewater using integrated treatment of chemical precipitation and evaporation, *Chem. Eng. J.* 158 (2010) 584–592.

¹⁰ X. Qu, W.J. Gao, M.N. Han, A. Chen, B.Q. Liao, Integrated thermophilic submerged aerobic membrane bioreactor and electrochemical oxidation for pulp and paper effluent treatment – Towards system closure, *Bioresour. Technol.* 116 (2012) 1–8.

¹¹ B. Wang, L. Gu, H. Ma, Electrochemical oxidation of pulp and paper making wastewater assisted by transition metal modified kaolin, *J. Hazard. Mater.* 143 (2007) 198–205.

¹² L. Lei, Y. Li, and X. Zhang, Color removal and biodegradability enhancement of chemical pretreatment effluent of eucalyptus chemithermomechanical pulp (CTMP) by zero-valent iron, in: *3rd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, ICBBE 2009*, 2009, 4925–4929.

¹³ A. Requejo, A. Rodríguez, J.L. Colodette, J.L. Gomide, L. Jiménez, TCF bleaching sequence in kraft pulping of olive tree pruning residues, *Bioresour. Technol.* 117 (2012) 117–123.

¹⁴ B. Karrasch, O. Parra, H. Cid, M. Mehrens, P. Pacheco, R. Urrutia, C. Valdovinos, C. Zaror, Effects of pulp and paper mill effluents on the microplankton and microbial self-purification capabilities of the Biobio River, Chile, *Sci. Total Environ.* 359 (2006) 194–208.

¹⁵ J. Koistinen, J. Paasivirta, T. Nevalainen, M. Lahtiperä, Chlorinated fluorenes and alkylfluorenes in bleached kraft pulp and pulp mill discharges, *Chemosphere* 28 (1994) 2139–2150.

¹⁶ M. Ugurlu, M.H. Karaoglu, Removal of AOX, total nitrogen and chlorinated lignin from bleached Kraft mill effluents by UV oxidation in the presence of hydrogen peroxide utilizing TiO₂ as photocatalyst, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16 (2009) 265–273.

¹⁷ S.K. Kansal, M. Singh, D. Sud, Effluent quality at kraft/soda agro-based paper mills and its treatment using a heterogeneous photocatalytic system, *Desalination* 228 (2008) 183–190.

		alcalina). Processo totalmente livre de cloro elemental: H_2SO_4 , ozônio, agentes quelantes e ou peróxido de hidrogênio	furanos, ácidos lignosulfônicos clorados, ácidos de resina clorados, lignina residual, cor, DQO, carboídratos, cloretos inorgânicos, compostos orgânicos voláteis e hidrocarbonetos halogenados	
Lavagem	Lavagem da polpa alvejada	Sóda cáustica, NaOH	Lignina residual, agentes alvejantes e compostos de difícil biodegradação	3
Fabricação do papel	Desaguamento, prensagem, secagem e acabamento	Tinturas, resinas, cargas, agentes de incremento de volume, adesivos, agentes fortalecedores, aditivos de revestimento, biocidas, branqueadores óticos, pigmentos	Aditivos minerais, AOXs (Comp. Org. Halogenados), resinas, DBO, DQO, ácidos resinados, resíduos particulados, etc.	7, 18, 19

Fonte: (KAMALI et al., 2016)

Outra fonte de matéria orgânica da indústria vem das indústrias e manufaturas que processam madeira, geram serragem que, se isenta de contaminantes como solventes, adesivos e biocidas,

Não havendo uso de preservativos de madeira com metais tóxicos (vide seção 3.3.2 p. 60 sobre os resíduos de madeira tratada) torna-se possível o aproveitamento da serragem e do cavaco que os processos das indústrias de serraria e manufatura de artefatos de madeira geram. O aproveitamento da serragem e do cavaco pode se dar como substrato para a cobertura do solo da lavoura, ou de forragem para a criação de animais, pode ser incorporada a degradação anaeróbia como uma rica fonte de carbono (MINK; DUGAN, 1980), mas que pode se acumular no fundo, ou misturada com os resíduos de criações de porcos para serem pirolisados (TROY et al., 2013). Contudo, como a densidade de partículas de madeira é baixa torna-se viável o seu uso em local próximo, salvo a compactação da mesma na forma de pellets para venda como combustível.

¹⁸ M. Ali, T.R. Sreekrishnan, Anaerobic treatment of agricultural residue based pulp and paper mill effluents for AOX and COD reduction, *Process Biochem.* 36 (2000) 25–29

¹⁹ M.S. Nasser, F.A. Twaiq, S.A. Onaizi, Effect of polyelectrolytes on the degree of flocculation of papermaking suspensions, *Sep. Purif. Technol.* 103 (2013) 43–52.

3.3.4.3 Indústria de couro – Curtumes

A indústria do couro é um exemplo de indústria que tem certos efluentes que são biodegradáveis e se tornam dificilmente biodegradáveis e demandam mais tratamentos quando todos os efluentes são misturados. No final do processo de curtimento se utiliza um produto que contém cromo e faz com que este termine contaminando as raspas de pele dos primeiros efluentes da limpeza da pele, desgorduração, depelação, e amaciamento. Em todo caso há estudos na literatura que citam que é possível realizar a lavagem deste resíduo sólido contaminado com cromo com taxas de remoção de $30 - 60 \pm 5 \%$, para posteriormente realizar a decomposição anaeróbia (FERREIRA et al., 2010), e então processeguir com a compostagem (HAROUN; IDRIS; SYED OMAR, 2007) ou se fazer a humificação com a vermicompostagem, que pode aumentar a taxa de retirada de Cr via complexação nas substâncias húmicas e outras moléculas orgânicas (VIG et al., 2011).

3.3.4.4 Indústria de processamento da mandioca

O processamento da mandioca para a produção da farinha e da goma de mandioca é um exemplo de processo que geram um efluente possível de ser tratado via biometanização. A seguir consta um diagrama exemplo dum processo de beneficiamento da mandioca e os seus resíduos.

Diagrama 6 – Exemplo de uma planta de processamento de raízes de mandioca e seus efluentes.
Fonte: (THANH, 1974)

3.3.4.5 Outras indústrias

As frações biodegradáveis podem ter frações significativas nas seguintes outras indústrias:

- Cervejarias e indústrias de bebidas

- Indústria de biodiesel e de processamento de óleos e azeites

Nestas, o principal componente que surge como resíduo, e que tem valor na indústria, é a glicerina, molécula de três carbonos oriunda que resulta do processo de produção de biodiesel com os ácidos graxos (ácidos carboxílicos), que compõem os óleos e gorduras presentes nos seres vivos. Esses óleos e gorduras que alimentam a indústria de biodiesel, tem cada molécula sua, composta por três moléculas de ácidos graxos ligados a uma molécula de glicerina. Como é o ácido graxo, que depois de hidrolisado por meio de uma base, soda cáustica, ou cinzas, reage com um álcool simples como o etanol ou metanol para se tornar a molécula de biodiesel, ou um éster, deixa de lado a molécula de glicerina, o resíduo da separação das impurezas da glicerina, da lavagem dos filtros, pode ser um efluente com potencial para o encaminhamento a biometanização, principalmente porque, no momento da extração do óleo também sobra a torta, que pode ser usada na alimentação animal, e daí o esterco, ou diretamente o uso da torta junto com esses efluentes do processo de transesterificação do óleo, gordura.

- Laticínios

No tratamento dos resíduos da indústria de laticínios, que produz efluentes com elevada carga orgânica devido ao fato de serem ricos em proteínas suspensas, que consistem em muitas moléculas de aminoácidos juntas. Foram obtidos rendimentos de metano de 325,55 $L_{CH_4}.kgDQO^{-1}$ (LOVATO et al., 2015) (calculado usando o valor constante dos gases $R=0,0821 L.atm/mol.K$ a 25 °C e 1 atm) de metano para uma mistura de 75 % soro de leite e 25 % de glicerina com uma carga volumétrica de reator de 7,5 kg DQO/m³.d. O autor cita o tempo de recirculação de gás para agitação da ordem de 4 min/h (Angenent e Dague, 1995), Droste e Massé, 1995 usaram taxas de reciclo de quase 20 min/h e concluíram que não era necessário tanto tempo de agitação.

3.3.5 Em Resíduos Públicos de limpeza urbana

Um estudo dos resíduos sólidos oriunda da limpeza urbana de uma das bacias hidrográficas da cidade de Porto Alegre – RS mostra que este tem 62,2% de resíduos orgânicos (DAS NEVES; TUCCI, 2011), como vegetação, folhas e galinhos, quando somado com tocos e galhos o percentual passa para 77% do total. Outra pesquisa realizada com amostras de varrição de vários locais do estado da Florida – E.U.A. mostra que as quantidades de metais e poluentes orgânicos, como agrotóxicos, foi detectada em quantidades não significativas e em poucas amostras do total. (JANG et al., 2009) Se feita a separação dos resíduos biodegradáveis do resto dos resíduos varridos que não são biodegradáveis, estes podem contribuir com os sistemas de gestão integrada de resíduos biodegradáveis. No caso, o material lenhoso, como tocos e galhos pode ir diretamente para a agricultura como material que possa cobrir o solo enquanto se decompõe e se torna turfa. Há o fato de o material lenhoso (rico em celulose, hemicelulose e lignina) ser de difícil degradação no processo de biometanização e, portanto, se acumula dentro dos reatores, necessitando de pré tratamento se a intenção for sua biometanização (ZHENG et al., 2014; MAO et al., 2015). Outro destino possível para o resíduo lenhoso de poda e capina é a trituração feita no próprio caminhão que coleta a poda, para que seja feita a redistribuição de cavaco triturado para cobrir as terras dos canteiros de jardins públicos, praças e áreas verdes. O cultivo de cogumelos no cavaco é uma opção mais sofisticada que pode dar retorno econômico. No diagrama abaixo é possível observar os incrementos de rendimentos que a criação de cogumelo pode ter para melhorar a qualidade da matéria orgânica lenhosa como substrato da digestão metanogênica em fase sólida.

Diagrama 7 – Melhora possível no rendimento da digestão anaeróbia em fase sólida de cavaco de madeira que foi submetido a criação de cogumelos

Fonte: (LI et al., 2015).

Um cenário de praças dentro do ambiente urbano contando com galhos de árvores caídos apodrecendo no chão sendo inoculado por cogumelos que podem ser comestíveis é um ambiente de grande eficiência na gestão dos resíduos pois reduz ao máximo os transportes e prolonga a vida útil de aterros sanitários, que seriam o destino de grande parte das galhadas que surgem na limpeza urbana.

3.4 Biometanização

É um *processo metabólico heterotrófico*, feito por um conjunto de microorganismos em sintropia quando em *condições de baixos gradientes eletroquímicos* de oxiredução, ou seja, quando há pouca diferença de potencial de ganho e perda de elétrons entre duas espécies químicas, uma negativa e outra positiva, respectivamente. Na prática, isso indica que é um processo que ocorre *sem a presença de gás oxigênio* - O_2 como agente oxidante, molécula que recebe os eletrons da matéria orgânica, e no lugar dele, as moléculas CO_2 , SO_2 , NO_2 ou outras moléculas orgânicas, recebem os elétrons dos outros componentes, os que serão oxidados, e cederão elétrons, como moléculas orgânicas que contenham elétrons em suas ligações covalentes, o que significa dizer que estas moléculas a serem oxidadas ainda tem energia química guardada, parte dela é aproveitada pela vida em questão. No caso da digestão anaeróbia, pelos microorganismos, fungos, bactérias e arqueias mais especificamente, que acumulará parte desse material como sua própria estrutura celular, ou sólidos voláteis, e parte emitirão na forma de biogás.

Essa macro reação química, feita pela vida sem contato com o ar atmosférico, produz o *biogás*, uma mistura de gás carbônico –CO₂ e gás metano – CH₄, 30 - 50 % e 50 - 70 % respectivamente, assim como outros compostos voláteis e minoritários ~ 1% como o sulfeto, S²⁻, o gás hidrogênio, H₂ e ácidos graxos de cadeia curta (de 1,2,3 e 4 carbonos) e siloxanos, compostos orgânicos de silício, oriundos principalmente de biodegradação de produtos de higiene pessoal (ARNOLD, 2009).

Tanto o CH₄ quanto o H₂, são combustíveis, *energias aproveitáveis para os seres humanos*.

Existe todo um ramo de estudo, que busca estimular a produção do H₂ como produto conjunto do biogás, (FERNANDES, 2008; AGNELLI, 2010; CAVINATO et al., 2012; ZAHEDI et al., 2016) assim como compreender a dinâmica do H₂ dentro do processo de produção de metano, (HARPER; POHLAND, 1986; STAMS, 1994), ou até criar associações entre a fermentação escura, anaeróbica metanogênica, e a fermentação em claro com ação da luz para a fixação de energia, para a produção de gás hidrogênio na fase iluminada (CAVINATO et al., 2012; LIU et al., 2013; POGGI-VARALDO et al., 2014).

Por isso, a biometanização é um processo que permite transformar os resíduos orgânicos, além de apenas composto orgânico como na compostagem, também reaproveita a energia dos resíduos orgânicos sem perder os nutrientes que já estariam presentes no composto orgânico obtido com a compostagem, até mantendo mais amônia sem perdê-la por volatilização como ocorre com cerca de 25-33 % (BECK-FRIIS et al., 2001), 1-75% (ZENG et al., 2012) e 11-54 % (LIANG et al., 2004) do nitrogênio total que entra num sistema que realize a compostagem direta dos resíduos orgânicos,

Abaixo, no Diagrama 8, é possível contemplar as atividades requeridas para a pré (em verde) e pósbiometanização (em amarelo e laranja), assim como os parâmetros do processo em si (círculo azul), a fim de se ter uma conversão da matéria orgânica em biogás e digestato com menor teor de DBO que a alimetação.

Diagrama 8 – Representação dos processos anteriores e posteriores da biometanização de resíduos orgânicos biodegradáveis, assim como os parâmetros a serem respeitados no projeto de um biometanizador.

Fonte: (VÖGELI et al., 2014).

É possível realizar pré tratamentos e técnicas para melhorar a digestibilidade e rendimento de metano (YADVIKA et al., 2004), a redução do tamanho das partículas de substrato via trituração (KIM; KIM; HYUN, 2000), a extrusão por pressão (HJORTH et al., 2011; NOVARINO; ZANETTI, 2012), o ultrassom e o ozônio (XU et al., 2010; CHEN et al., 2015), a recirculação de efluente (ELMITWALLI et al., 2000; HE et al., 2005; BUZZINI; PIRES, 2007), digerir em temperatura em torno de 55° (termofílica) ao invés de cerca de 36°C (mesofílica) (VLISSIDIS; ZOUBOULIS, 1993; HARADA et al., 1996; GAVALA et al., 2003) ou realizar uma digestão em fases, uma primeira termofílica, e outra mesofílica (GAVALA et al., 2003; GE; JENSEN; BATSTONE, 2011; MENG et al., 2016), suplementar com metais essenciais para a biometanização (Fe, Co, Ni) (OLESZKIEWICZ; SHARMA, 1990), combinação de substratos diferentes (MATA-ALVAREZ et al., 2011), ou buscar degradar as fibras, o material lignocelulósico (BRUNI; JENSEN; ANGELIDAKI, 2010; ZHENG et al., 2014; GE; XU; LI, 2016).

A biometanização é um tipo de fermentação, nome que deriva de *fervere* do latim, que descreve a situação comum que se forma num meio fermentativo, o surgimento de bolhas de gases. Nesse caso, o biogás, que depois de borbulhar, ou dentro mesmo da água, é coletado em defletores que o encaminham para tubos de gás e enviados para bolsas de armazenamento e posterior uso.

Se estima que a biometanização tenha sido o primeiro processo metabólico a surgir ao longo da evolução da vida no planeta Terra (vide secção 3.4.1 na p. 79), já que a fotossíntese só foi acumular o O₂ na atmosfera posteriormente, e consequentemente permitir a respiração

aeróbia (HOLLAND, 2006). Oxigênio que hoje ocupa 21 % da atmosfera de nosso planeta e assim, inibe o caminho anaróbio para a vida exposta ao oxigênio atmosférico.

Portanto, ambientes propícios para a fermentação surgem no fundo dos corpos d'água, invólucros - vivos ou não - herméticamente fechados como o sistema digestório de animais, ou em qualquer outro local onde o suprimento de O_2 seja insuficiente, como no fundo de corpos d'água. O gás oxigênio, sendo apolar, não tem muita solubilidade na água, e não chega mais que alguns centímetros em águas totalmente paradas expostas ao ar atmosférico.

A biotecnologia fermentativa é mais ampla que a biometanização e não se resume apenas ao caminho bioquímico para a produção de metano, pode ser também, usada para a produção de gás hidrogênio - H_2 , de alimentos (e.g. fermentados de vegetais, soja fermentada – tofu e shoyu, leite fermentado – queijo e iogurte, vinho, cerveja), outros combustíveis (iso-butano), fármacos (e.g. cultivos de fungos para a produção de antibióticos) e caldas de fertilizantes líquidos com inóculos de microorganismos ajudantes do solo (bokashi), etc.

Há a fermentação láctea, que pode ser feita pelos tecidos musculares de animais ou por bactérias da ordem *Lactobacillales*, onde ocorre a liberação de ácido láctico. É o processo de produção de: iogurtes, queijos, chucutres, pepino e outras conservas de legumes, e ensilagem para ração animal.

Outro tipo de microorganismo que também faz fermentação do reino Fungi, do gênero *saccharomyces*, e serve à indústria humana para diversos propósitos, como a fabricação do etanol combustível, bebidas alcólicas, e o pão fermentado biologicamente.

Normalmente, o biogás, tem uma proporção de 60% de metano, sendo que o resto é constituído de gás carbônico, CO_2 , em torno de 40% e traços de sulfeto – S^{2-} (cerca de menos de 1%)(PERSSON; JONSSON; WELLINGER, 2007). Como o gás carbônico se dissolve com muito mais facilidade na água do que o metano, é possível retirá-lo do biogás com água, mais ainda se esta estiver gelada e/ou alcalina, ou com outros processos (STARR et al., 2012)(vide secção 3.4.7 - Tratamento e uso do biogás, p. 121), e assim se obtenha um gás com maior poder calorífico, ou seja, que libere mais energia por cada grama de gás queimado. Dessa forma, se o biogás for borbulhado ou lavado por uma solução aquosa, contendo alguma base, como cinzas, KOH, NaOH, CaO e CaOH, estas irão absorver os ânions carbonato, CO_3^{2-} , bicarbonato, HCO_3^- e retirá-lo da solução gasosa (biogás).

3.4.1 A respiração anaeróbia na origem da vida

A hipótese mais aceita para a progressão da vida nesse planeta, remonta à cerca 3,9-2,5 bilhões de anos atrás, quando a atmosfera não continha gás oxigênio, O_2 (LOVELOCK, 1979; HOLLAND, 2006), era uma atmosfera redutora, que permitia às moléculas orgânicas um tempo de existência bem maior do que hoje, onde seriam oxidadas bem mais rapidamente. Nessa atmosfera primitiva, a partir de substâncias inorgânicas como a amônia, gás carbônico, gás hidrogênio, estimuladas pelas altas temperaturas e descargas elétricas, que eram constantes no mundo pré-vida (MILLER, 1953), uma infinidade de moléculas iam surgindo assim como iam surgindo caminhos de reações químicas circulares, tornando a existência das moléculas, um ato recursivo. A matéria orgânica em ciclos, em que cada molécula do ciclo vai perdendo energia interna e se oxidando para outra molécula que se reduz até ganhar energia química outra vez das ondas eletromagnéticas (raios solares) e descargas elétricas na atmosfera, criando neguentropia a partir desse processo espontâneo de trocas e simultâneo aumento de entropia, via exportação de entropia, como uma estrutura dissipativa, teorizada e descrita por Nicolis e Prigogine (1977).

Se acredita que esse cenário primitivo redutor reproduzido por Miller (1953) e depois por muitos outros cientistas, tenha sido o tipo de local com as condições ideais para o surgimento da vida, em que a água tenha podido estar em constante devir e situada, em sua maior parte, na forma líquida, como é o caso do nosso planeta. Liquidez garantida por uma interação de variáveis como a distância do planeta Terra ao Sol, grau de efeito estufa (armazenamento atmosférico térmico de energia solar) e intensidade solar.

Foi onde tornou-se possível o surgimento da vida, dos primeiros ciclos autopoiéticos de reações, envolvendo também reações de complexação de átomos metálicos de transição (e.g. o ferro para a respiração e o magnésio para a fotossíntese), que foram se elaborando até se constituírem em multiciclos autopoiéticos de reações químicas. Vê-se esse indício arqueológico hoje, na fisiologia de nossos glóbulos vermelhos, que utilizam a complexação do átomo de ferro para se ligar à molécula apolar de gás oxigênio para distribuí-la aos tecidos do corpo.

Se estima que a vida tenha demorado mais de 1 bilhão de anos para conseguir, por meio do armazenamento da energia eletromagnética do sol, via redução da água e eliminação de gás oxigênio – O_2 (oxifotossíntese), alterar a composição atmosférica, alterando o padrão redox do planeta (LOVELOCK; MARGULIS, 1974; HOLLAND, 2006), o raro oxigênio que

se formava desaparecia da atmosfera em pouco espaço de tempo, na medida em que oxidava o gás metano e as espécies minerais reduzidas, permitindo a solubilização de uma grande parte de minerais que iam escorrendo pelos continentes até ir parar nos oceanos, fertilizando-os (LOVELOCK, 1995). O oxigênio, ao ir se acumulando na atmosfera obrigou a vida a desenvolver novos mecanismos e, conseqüentemente novas espécies para se adaptar a esse novo ambiente oxidante, e daí se observa nos registros das rochas, o surgimento dos organismos que realizam a respiração com o gás oxigênio.

Dessa forma, o cenário da atmosfera anóxica de surgimento da vida na terra se alterou drasticamente, se estima que os níveis de gás oxigênio atmosférico cresceram, contudo a vida anaeróbia ainda continuou existindo, graças a baixa solubilidade que o gás oxigênio tem na água e esta permaneceu ativa nos locais onde era difícil a sua penetração como o fundo dos corpos d'água.

Os sinais de que a vida surgiu nos oceanos e reproduz condições semelhantes a ele estão no corpo de espécies terrestres como a nossa, onde o pH e salinidade de nosso sangue e outros líquidos corporais se assemelham com o do oceano (CAPRA, 1996). Nos sistemas digestórios dos animais, se reproduzem as condições anaeróbias, para em simbiose, com a ajuda de archaeas e bactérias, se digerir substâncias que o organismo sozinho não conseguiria (LOVELOCK, 1995). Essa explicação histórica serve para demonstrar a naturalidade e necessidade que a digestão anaeróbia tem de ocorrer em nosso planeta, quando não há a presença de oxigênio. E a importância que a comunidade anaeróbia, tanto da flora microbiana do nosso intestino quanto dos lodos do mundo, têm para a nossa saúde e conseqüentemente para a saúde de gaia.

3.4.2 Fases da metanogênese

A fermentação metanogênica assim como qualquer processo metabólico, envolve a quebra de moléculas grandes até moléculas menores, enquanto que nesse caminho a energia que existe nos elétrons dos orbitais das ligações covalentes dos elementos que compõem as moléculas vão sendo aproveitadas pela vida em questão, que libera alguma molécula residual resultante, para que outra espécie de microorganismo a consuma até que se tenham as moléculas mais simples possíveis, gás carbônico, gás metano e gás hidrogênio, os componentes majoritários do biogás. Portanto o processo de digestão anaeróbia e a

consequente metanogênese, demanda uma comunidade de diferentes espécies de microorganismos, atuando em sintrofia, pois as primeiras reações que são fermentativas e emitem gás hidrogênio demandam energia e precisam da atuação conjunta dos organismos que consumirão o gás hidrogênio (GUIOT; PAUSS; COSTERTON, 1992; STAMS, 1994; MCINERNEY; SIEBER; GUNSALUS, 2009; STAMS et al., 2012).

Na verdade, dizer metanogênese se refere apenas ao último estágio da digestão anaeróbia, que pode ser dividida em quatro fases:

- Hidrólise
- Acidogênese
- Acetogênese
- Metanogênese

É mais conveniente a visualização dessas etapas dentro de um fluxograma, como no Diagrama 9 que se segue.

Diagrama 9 – Fluxo da matéria orgânica biodegradável dentro de um biometanizador separada por grupos de microorganismos que realizam essas tranformações, acidogênicos, acetogênicos, acetoclásticos, hidrogenotrófos. Fonte: (LI; PARK; ZHU, 2011).

3.4.2.1 Hidrólise

Hidrólise, significa a quebra de uma molécula com a adição de uma molécula de água nas duas moléculas resultantes (OH- para uma e H- para outra), por isso o termo hidro- e -lise vem de lysis que significa quebra. É um processo que inicialmente ocorre no meio extracelular com a ajuda de enzimas, que são proteínas que a vida desenvolveu para ajudar reações químicas a ocorrerem com uma menor energia de ativação, ou seja, ajuda as reações de quebra de moléculas grandes a ocorrerem mais rápido.

Nesse primeiro estágio a matéria orgânica contém macromoléculas, na forma de polímeros biológicos (e.g. proteínas, triglicerídeos-gorduras e óleos, polissacarídeos – amido, celulose, quitina). Com a ação das enzimas fora das células dos microorganismos as três

primeiras são quebradas em aminoácidos, ácidos graxos e açúcares respectivamente, enquanto que a celulose dependendo da forma que está organizada, (tecida ou não na teia lignocelulósica) pode demorar mais tempo para ser quebrada em moléculas de glicose do que o amido ou simplesmente não ser quebrada (ZHENG et al., 2014; GE; XU; LI, 2016).

3.4.2.2 Acido/acetogênese

Os monômeros oriundos da hidrólise, tem tamanho suficientemente pequeno para entrar nas células dos seres vivos, no caso, dos microorganismos presentes. É aí que, dentro delas, serão convertidos à moléculas mais ácidas na medida em que as moléculas com muitos elétrons em sua estrutura vão sendo oxidadas e vão liberando moléculas com mais prótons e menos elétrons, estes últimos, que saem junto com os gases H_2 , CH_4 tornando o meio ácido.

Outro fato que ajuda a entender porque nesses primeiros momentos da fermentação (hidrólise e acidogênese) tendem a tornar o meio mais ácido, é o fato de, na medida em que uma molécula de ácido graxo grande como as presentes nos óleos e gorduras, que tem entre doze e vinte carbonos se quebram, formam cada uma mais de uma molécula de ácido graxo menor, multiplicando a quantidade de total de grupos carboxílicos na mistura de moléculas.

Na medida em que essas moléculas vão sendo oxidadas, gás hidrogênio - H_2 , bicarbonato - CO_3^{2-} e ácidos carboxílicos cada vez menores de 2, 3 e 4 átomos de carbono, aldeídos e cetoácidos vão se formando.

Essa fase hidrolítica/acidogênica pode ser acelerada se o meio for termofílico ($T=55-65^\circ C$)(FDÉZ.-GÜELFO et al., 2010). A seguir consta no Diagrama 10 os caminhos bioquímicos fermentativos mais comuns que são percorridos pela matéria orgânica desde as fases iniciais de hidrólise, passando pela acidogênese e terminando na acetogênese num reator anaeróbio metanogênico.

Diagrama 10 – Caminhos bioquímicos que a matéria orgânica pode tomar num primeiro momento de hidrólise (primeiros quadros na parte mais alta do diagrama) até a acidogênese bacteriana (quadros mais inferiores).

Fonte: Sixt (1979)²⁰, Stafford (1980)²¹, Zehnder (1978)²², Mosey (1982)²³ e outros apud HENZE; HARREMÖES, 1983

²⁰ Sixt, H. (1979) . Anaerobe Reinigung organisch hochverschmutzter Abwasser mit dem anaeroben Belebungsverfahren der Nahrungsmittelherstellung . Dissertation , Universität Hannover , Germany .

²¹ STAFFORD, D.A.; HAWKES, D.L.; HORTON, R. **Methane production from waste organic matter** x ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 1980. 285 p.

²² Zehnder , A. J. B. (1978) . Ecology of methane formation . In R. Mitchell (Ed.), Water pollution microbiology, vol. 2. John Wiley & Sons, New York , N.Y. Chap . 13, pp . 349-376.

²³ Mosey , F. E. (1982) . Mathematical modelling of the anaerobic digestion process : Regulatory mechanisms for the formation of short chain volatile acids from glucose . Presented at IAWPR-seminar on anaerobic treatment , June , Copenhagen , Denmark .

Os fluxos descritos pelo Diagrama 10 dão uma explicação de como a matéria orgânica vai se transformando até chegar nos ácidos menores, terminando no acetato (2C) e menos comum de se formar, o formato (1C), já que apresenta certa toxicidade para várias espécies. Abaixo, na Tabela 5, pode se ter conhecimento dos grupos de espécies de microorganismos, no caso bactérias, que lidam com os substratos específicos e emitem produtos específicos, alguns que foram mencionados no Diagrama 10 acima.

Tabela 5 - Mais comuns gêneros de espécies de bactérias fermentativas presentes na digestão anaeróbia.

Caminho fermentativo	Gênero	Maiores produtos	Referência
Fermentação acética	Acetobacterium, Clostridium, Sporomusa	Acetato, CO ₂	²⁴ , ²⁵ , ²⁶
Fermentação alcólica	Saccharomyces	Etanol, CO ₂	²⁷ , ²⁸
Fermentação butírica	Butyribacterium, Clostridium	Butirato, butanol, isopropanol, etanol, CO ₂	²⁹ , ³⁰
Fermentação láctica	Lactobacillus, Streptococcus	Ácido láctico, CO ₂	²⁸
Fermentação propílica	Clostridium	Propionato, acetato e CO ₂	²⁶

Fonte: (LI; PARK; ZHU, 2011).

3.4.2.3 Metanogênese

²⁴ KUHNER, C. H.; FRANK, C.; GRIESSHAMMER, A.; SCHMITTROTH, M.; ACKER, G.; GOSSNER, A.; et al. *Sporomusa silvacetica* sp. nov., an acetogenic bacterium isolated from aggregated forest soil. **International Journal of Systematic Bacteriology**, 1997, v. 47, n.2, p. 352–358.

²⁵ SCHUPPERT, B.; SCHINK, B.; Fermentation of methoxyacetate to glycolate and acetate by newly isolated strains of *Acetobacterium* sp.. **Archives of Microbiology**, 1990, v. 153, n.2, p. 200–4.

²⁶ WIELEN, van der P.W.J.J.; ROVERS, G.M.L.L.; SCHEEPENS, J.M.A.; BIESTERVELD, S. *Clostridium lactatifermentans* sp. nov., a lactate-fermenting anaerobe isolated from the caeca of a chicken. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, 2002, v. 52, p. 921–5.

²⁷ GIBREEL, A.; SANDERCOCK, J.R.; LAN, J.; GOONEWARDENE, L.A.; ZIJLSTRA, R.T.; CURTIS, J.M. et al. Fermentation of barley by using *Saccharomyces cerevisiae*: examination of barley as a feedstock for bioethanol production and value-added products. **Applied and Environmental Microbiology**, 2009, v. 75, n. 5, p. 1363–72.

²⁸ NYANGA, L.K.; NOUT, M.J.R.; GADAGA, T.H.; THEELEN, B.; BOEKHOUT, T.; ZWIETERING, M.H. Yeasts and lactic acid bacteria microbiota from masau (*Ziziphus mauritiana*) fruits and their fermented fruit pulp in Zimbabwe. **International Journal of Food Microbiology**, 2007, v. 120, n. 1–2, p. 159–66.

²⁹ CANGANELLA, F.; KUK, S.U.; MORGAN, H.; WIEGEL, J. *Clostridium thermobutyricum*: growth studies and stimulation of butyrate formation by acetate supplementation. **Microbiological Research**, 2002, v. 157, n. 2, p. 149–56.

³⁰ WORDEN, R.M.; GRETHLEIN, A.J.; JAIN, M.K.; DATTA, R. Production of butanol and ethanol from synthesis gas via fermentation. **Fuel**, 1991, v. 70, n. 5, p. 615–9.

Na biometanização, a última etapa é a metanogênese, em que finalmente ocorre a produção de gás metano. Este é majoritariamente produzido por dois caminhos bioquímicos distintos. Um é a partir da oxidação do gás hidrogênio com a simultânea à redução do gás carbônico, que é a via hidrogenotrófica, e o outro é a quebra da molécula de acetato em gás carbônico e gás metano, que é a via acetoclástica, isso pode ser observado no Diagrama 9 (p. 82) na parte mais baixa da figura.

É possível notar que a produção de gás hidrogênio esteve ocorrendo nas etapas anteriores, na fermentação but-propílica até chegar no acetato, portanto se a intenção for a produção de gás hidrogênio, a produção de metano pela via hidrogenotrófica deverá ser suprimida, assim como a redução de sulfatos e nitratos também, já que consomem H_2 da mesma forma, contudo não emitem gás metano, apenas o átomo de enxofre reduzido (S^{2-}) e amônia e/ou gás nitrogênio (STAMS, 1994).

No caso, a quantidade de gás hidrogênio presente em solução, em quantidades baixas se comparadas com as outras moléculas citadas, governa qual grupo de reações bioquímicas serão mais facilitadas. Ter um ΔG (diferença na energia livre de Gibbs, em kJ) bem positivo significa dizer que uma reação está mais fácil de ocorrer. O aumento da concentração de H_2 provoca o aumento do ΔG , ou seja, a facilitação de certas reações de oxidação do H_2 via a respiração de óxidos de não metais, como a respiração de carbonatos, sulfatos e nitratos. É lógico que quando há um átomo de oxigênio para aceitar eletrons, estes tem preferência superior sobre quaisquer outros óxidos como elemento de respiração. Contudo, o que caracteriza a digestão anaeróbia é justamente a ausência de oxigênio, portanto, os átomos que vem primeiro na ordem de aceitabilidade de eletrons são o nitrogênio, no caso os nitratos, depois os sulfatos e aí os carbonatos.

É a respiração do carbonato, que dá origem ao gás metano, sendo que a respiração dos nitratos pode dar origem tanto a amônia quanto ao gás nitrogênio (denitrificação).

Abaixo é possível acompanhar a mudança no ΔG de cada reação bioquímica que pode ocorrer dentro de um reator metanogênico, onde é possível observar uma janela de metanogênese, dentro de um intervalo de concentrações de H_2 em solução em que não há nenhuma reação bioquímica, sulfatos e nitratos, que compitam com os mesmos substratos da metanogênese, que são o acetato e o H_2 .

Gráfico 8 – Gráfico que mostra 10 reações metabólicas diferentes que acontecem em uma comunidade microbiana anaeróbia na degradação da matéria orgânica. O eixo vertical mostra as pressões parciais de H_2 em atm e o eixo horizontal mostra a diferença da energia livre de Gibbs entre os substratos e os produtos de cada reação (reação bioquímica), ou seja, valores negativos do delta mostram favorabilidade de ocorrência. (1) – Oxidação do ácido propiônico a acetato. (2) – Oxidação do ácido butírico a acetato. (3) – Oxidação do etanol para ácido acético. (4) – Oxidação do ácido láctico para acetato. (5) – Respiração acetogênica do bicarbonato. (6) – Respiração metanogênica do bicarbonato. (7) – Respiração sulfetogênica do sulfato. (8) – Respiração sulfetogênica do sulfito. (9) – Clivagem do acetato para metano e carbonato. (10) – Clivagem do acetato mediada pelo sulfato. É importante citar que a clivagem do acetato mediada pelo nitrato, e as outras reações do nitrato estão num nível de diferença de energia livre de Gibbs fora da escala desse gráfico, da ordem de -599,6 kJ para a redução do nitrato para amônia via a oxidação do H_2 , e de -511,4 kJ para a redução do nitrato para amônia via a oxidação do acetato. Já a redução do nitrato para o gás nitrogênio, N_2 , via a oxidação do H_2 tem um valor de -1120,5 kJ.

Fonte: (HARPER; POHLAND, 1986).

As retas que descem para a direita, (1), (2), (3) e (4) representam as reações fermentativas, que geram hidrogênio, e logo diminuem a possibilidade de ocorrer na medida em que a concentração de hidrogênio cresce, já as curvas que descem para a esquerda são as reações de respiração de aceptores de eletrons alternativos ao oxigênio, no caso o bicarbonato, sulfato e nitrato. Ambos esses dois tipos de reações são meias reações, cada uma feita por uma espécie, e que no fim permite que todas usufruam do trabalho inicial (ΔG^0 positivo) para se chegar até o metano. É possível observar essas meias reações citadas no Gráfico 8, e que estão planificadas na Tabela 6 abaixo.

Tabela 6 – Descrição das meias reações envolvidas na digestão anaeróbia da matéria orgânica dos efluentes

<i>Oxidações (reações de doação de elétrons)</i>			ΔG_0 , kJ
1) Propionato → Acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O}$	$\rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + \text{HCO}_3^-$	+76,1
2) Butirato → Acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O}$	$\rightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+$	+48,1
3) Etanol → Acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH} + \text{H}_2\text{O}$	$\rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+9,6
4) Lactato → Acetato	$\text{CHCHOHCOO}^- + 2\text{H}_2\text{O}$	$\rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	-4,2
9) Acetato → Acetato	$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O}$	$\rightarrow \text{HCO}_3^- + \text{CH}_4$	-31,0
<i>Respirações (reações de aceitação de elétrons)</i>			
5) HCO_3^- → Acetato:	$2\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 + \text{H}^+$	$\rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	-104,6
6) HCO_3^- → Metano:	$\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 + \text{H}^+$	$\rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$	-135,6
7) Sulfato → Sulfeto:	$\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}_2 + \text{H}^+$	$\rightarrow \text{HS}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	-151,9
10) Acetato → Bicarbonato	$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	$\rightarrow 2\text{HCO}_3^- + \text{H}_2\text{S}$	-59,9
11) Nitrato → Amônia:	$\text{NO}_3^- + 4\text{H}_2 + 2\text{H}^+$	$\rightarrow \text{NH}_4^+ + 3\text{H}_2\text{O}$	-599,6
12) Nitrato + Ac. → Amônia	$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{NO}_3^- + \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$	$\rightarrow 2\text{HCO}_3^- + \text{NH}_4^+$	-511,4
13) Nitrato → Gás nitrogênio:	$2\text{NO}_3^- + 5\text{H}_2 + 2\text{H}^+$	$\rightarrow \text{N}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$	-1120,5

Fonte: (HARPER; POHLAND, 1986)

Uma conclusão que é possível ter da observação da competição que o nitrato e o sulfato exercem sobre a metanogênese é que a concentração destes componentes, e de moléculas orgânicas que se tornam nitratos e sulfatos no decurso da fermentação, em pequenas quantidades, certamente podem ajudar a reduzir o acúmulo excessivo de H_2 e de ácidos voláteis, consumindo-os, já que acumulação desses ácidos graxos voláteis (butirato e propionato) podem levar a um choque das arqueias metanogênicas, e consequentemente o cessar da produção de metano, que pode levar dias ou meses para se recuperar. Mesmo assim, também é necessária atenção ao excesso de sulfatos e nitratos no reator, pois o excesso destes, compete diretamente com a produção de metano.

Na seção 3.4.5 - Configurações é possível acompanhar configurações encontradas na literatura que relatam uma melhora na eficiência de biogás, principalmente as configurações que Harper e Pohland (1986) relatam sobre a recirculação do biogás do primeiro compartimento de biodigestão acidogênica para o meio do segundo reator (média altura).

3.4.3 Requerimentos ambientais

3.4.3.1 Temperatura

A temperatura de um digestor, se mantida em seus níveis ótimos, mesofílico (25 – 36 °C) ou termofílico (55 – 65 °C), garante uma produção de gás constante e se for evitada qualquer oscilação de temperatura muito brusca ($\sim 1^{\circ}\text{C}.\text{dia}^{-1}$), afasta a possibilidade de choque dos microorganismos, o que ocasiona a parada de produção de biogás do biodigestor. Em climas quentes, é relativamente mais fácil manter a temperatura do reator nos seus níveis ótimos. Contudo em climas temperados e polares torna-se comum a necessidade de se adicionar ao projeto do reator sistemas de serpentinas com aquecimento utilizando o próprio gás gerado e/ou energia térmica solar e paredes com espaço interno preenchido com material isolante como palha, serragem, espumas e/ou lã de vidro (50 – 100 cm), assim como a confecção de estufas contendo o biodigestor dentro, tudo para se evitar temperaturas muito baixas que tornariam a biometanização impraticável.

3.4.3.2 pH e alcalinidade

O pH de qualquer sistema que contenha a vida precisa ser constantemente controlado a fim de se manter as taxas de dissociação química dos compostos orgânicos que estão em acoplamento estrutural com os ciclos autopoiéticos da vida, caso contrário, mudanças de apenas 0,1 ponto na medição de pH, como por exemplo no pH sanguíneo, podem acarretar até na morte do organismo (CAPRA, 1996).

Para tal a vida normalmente ocorre dentro de células, que se tornam sistemas que atuam modificando a concentração de partículas carregadas de forma a manter o pH no citoplasma, dentro da célula, e em cada organela o pH é mantido em diferentes valores. Para que isso ocorra é normal haver espécies químicas que tamponem o pH da solução, reduzindo a amplitude que o pH pode variar recebendo a nova influência da entrada de qualquer espécie química.

A faixa de pH normal da biometanização oscila entre 6,6 – 7,6, com a faixa ótima permanecendo entre 7,0 – 7,2 (POLPRASERT, 1996). Na digestão anaeróbia, o pH tende a

cair num primeiro momento, em que a matéria orgânica está sendo digerida, nesse momento é necessário haver a presença de alcalinidade para contrabalançar os novos ácidos orgânicos que se formam a partir da quebra de moléculas maiores, essa alcalinidade protetora de oscilação de pH vem na forma de anions bicarbonato de cálcio equivalentes (CaCO_3eq). Se não existem bases suficientes para que esse equilíbrio seja mantido, ocorre a acidificação do reator metanogênico, em que as arqueias metanogênicas ficam inativadas e param de produzir metano.

Por isso as primeiras etapas de hidrólise e acidogênese podem ser estimuladas a ocorrer nos primeiros instantes e espaços dentro do reator. Se faz necessário que ocorra um primeiro compartimento que promova fermentação acidogênica, sem o perigo de desestabilização do pH, via um tempo de retenção curto, que garanta um pH baixo somente nesse primeira câmara. Sabendo a carga orgânica que está sendo aplicada nesse primeiro reator ou compartimento, acidogênico, é possível praticar a adição de alcalinidade apenas no segundo reator, metanogênico, em que o pH permaneça balanceado nos níveis ótimos para a metanogênese (6,8 – 7,9).

3.4.3.3 Carga Orgânica

A carga orgânica pode ser considerada como análoga a nossa ingestão diária, em kcal, só que nesse caso se medem duas cargas orgânicas para a determinação quantitativa da quantidade de matéria orgânica que alimenta o sistema.

As medidas de carga orgânica, normalmente são medidas em Demanda Química de Oxigênio - DQO e Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO_5 , a primeira é aferida avaliando a quantidade de algum agente químico oxidante que tenha sido usado para oxidar toda a matéria orgânica contida na amostra. Já a DBO, é aferida via a subtração da medida de DQO ocorrida em uma amostra, antes e depois da mesma ser submetida a 5 dias de atividade microbiológica com saturação de O_2 . Outro parâmetro semelhante que é citado na literatura como carga orgânica é o teor de sólidos voláteis.

A faixa de carga orgânica que alimenta biodigestores varia de 1 – 10 kg Sólidos Voláteis. $\text{m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$, o que em termos práticos pode se tornar cerca de 24 kg de esterco. $\text{m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$ em um reator alimentado apenas com esterco animal (MOHANRAO, 1974).

3.4.3.4 Mistura

A mistura de um biodigestor ajuda a fazer o substrato entrar em contato com um número maior de microorganismos, tanto dispersos no meio, quanto floculados, a sua limitação vem quando o gasto de energia para a mistura se torna maior que o ganho de energia gerado pela produção de biogás.

A mistura de um reator pode ser feita com um rotor posicionado verticalmente, com pás na extremidade de baixo, com bombas de recirculação de líquido (bombas centrífugas mais comumente) ou de sólido (bombas helicoidais de pasta), ou até bombas de gás (vide método Valorga na seção 3.4.6.13, que realiza a movimentação interna do leito em fase sólida digerindo resíduos sólidos orgânicos via a recirculação do biogás).

De acordo com Singh (1972), diariamente, um biodigestor de pequena escala ($<20 \text{ m}^3$) pode operar a bomba de recirculação por 20 minutos para garantir a mistura adequada do meio de digestão. O autor relata que opera um digestor com a arquitetura do tipo indiano, que conta com uma parede separando a câmara de digestão em duas, de modo que se evite o curto circuito do fluído que acabou de entrar, que é o que ocorre quando alguma fração de fluído exiba um tempo de residência substancialmente menor que o tempo de residência médio dado pela relação volume do reator V (volume)/ fluxo volumétrico Q (volume/tempo)(vide biodigestor do tipo indiano na seção 3.4.6.6).

A seguir, na Figura 4, é possível ver como ficam as separações de fases quando o digestor não é agitado, e a passagem de fluido por ele é lenta o suficiente para permitir a separação.

Figura 4 – Biodigestor convencional sem mistura.
Fonte: (MCCARTY, 1982)

Figura 5 – Biodigestor de mistura
Fonte: (MCCARTY, 1982)

3.4.4 Modos de operação

Por modos de operação de um biodigestor, a primeira distinção a ser feita pode ser entre a operação em batelada, semi-contínua, e contínua.

3.4.4.1 Batelada

Modo batelada, como o nome já diz, se inicia a operação do reator com todo o material a ser digerido, de uma vez. Abre-se o reator para preenche-lo com todo o substrato e se espera de 2 a 4 semanas (SINGH, 1972) para se iniciar a produção de biogás até o pico de produção, para enfim ocorrer o decaimento da produção de gás metano, com o processo todo durando 3 – 4 meses (SINGH, 1972). Após a produção de biogás começar a cessar, se abre o mesmo e reinicia-se o processo.

Normalmente quando se opera em batelada reatores, utiliza-se mais de um reator para se ter cada reator operando em uma etapa distinta, e assim se ter uma taxa de produção de biogás e consumo de substrato constante.

O modo de batelada torna o controle de variáveis mais fácil, assim como elimina a necessidade de alimentar com substrato e retirar o digestato todos os dias, contudo reduz a eficiência geral dos reatores (taxa de geração de biogás/Volume total dos reatores) dada que a produção de biogás sairá do zero até o pico e cairá até próximo do zero outra vez e também haverá a etapa de retirada do digestato e realimentação, o que consome tempo em que o reator poderia estar em plena produção de biogás se estivesse operando com alimentação e retirada contínua.

Há por fim, o fato que a retirada do substrato digerido pode ser uma atividade insalubre, em que se está sujeito a gases malcheirosos e tóxicos, se não tomados os cuidados de ventilar bem o reator antes de entrar nele, além do fato que essa prática permita que ocorra uma grande liberação de material volátil para a atmosfera, que prejudica o desempenho ambiental desse tipo de prática.

3.4.4.2 Semicontínuo

Nesse modo de operação, pode-se alimentar, agitar, parar a agitação, retirar o efluente, e realizar a alimentação de novo. Por exemplo, um processo semi-contínuo pode se iniciar com um reator vazio, em que se começa com pequeno volume de inóculo (i.e. fezes de animais

herbívoros ou um lodo de um reator que já estava produzindo biogás), em que vai se adicionando o substrato ocasionalmente até que depois de muitas alimentações tenha se completado o volume do reator. Depois que a produção de biogás começa a cair, o reator lentamente (ou de uma vez) vai sendo esvaziado, ou sua agitação ou recirculação pode ser cessada para permitir que os sólidos decantem e que seja retirada uma quantidade do lodo do fundo para permitir reiniciar o processo de alimentação ou seja retirada o líquido sobrenadante e deixado uma quantidade de lodo no fundo para servir de inóculo para o reinício do processo.

3.4.4.3 Contínuo

Esse é o modo de operação em que a entrada e saída de material é feita continuamente, e praticamente nunca se interrompe a alimentação do reator, salvo momentos em que se torna necessário a remoção de sólidos indigeríveis, como elementos inorgânicos (areias, pedaços de vidro, argilas, metais em excesso), pedaços de polímeros não biodegradáveis (plásticos, borrachas, tintas, vernizes) e material lignocelulósico (madeira e materiais lenhosos) que possam se acumular dentro do biodigestor, havendo a entrada destes na alimentação. Estes últimos, os lignocelulósicos podem se acumular se forem alimentados a uma taxa superior a sua lenta taxa de degradação.

Contudo, dentro da idéia de se operar um reator de forma contínua é possível também se distinguir dois modos de operação de acordo com a razão entre o tempo de residência dos sólidos e do líquido.

Henze e Harremões (1983) relatam sobre esses dois modos, um é o *processo anaeróbio de tratamento do lodo* e o outro é o *processo anaeróbio de tratamento de água residuária*. A diferença de ambos está no conteúdo de sólidos presentes no efluente a ser tratado. No primeiro, o de tratamento de lodo, que tem um teor de sólidos maior, a razão dos tempos de retenção de sólidos, Θ_x e líquidos Θ , Θ_x/Θ é praticamente igual a 1 e, quando feita a contínua retirada do sobrenadante, e recirculação do lodo, pode chegar aos níveis de 1,5 – 2. Já no processo de tratamento anaeróbio de água residuária a razão Θ_x/Θ pode chegar a níveis de 10 – 100, o que reduz de forma drástica o volume necessário de reatores, essa diferença de até 2 ordens de grandeza entre o tempo que os sólidos e os líquidos que ficam dentro do reator é a diretriz para o desenho de tanques aptos a tratar efluentes que tenham um teor de sólidos

como os encontrados normalmente nos esgotos e águas residuárias que gira em torno de 0,1 – 2 %, e ao mesmo tempo não ocupe tanto volume.

Essa diretriz de deixar dentro do reator, os sólidos um tempo 10 – 100 vezes maior que o líquido, permite que os sólidos sejam digeridos adequadamente enquanto que os componentes dissolvidos no meio líquido sejam retidos tanto por absorção quanto por adsorção na área de contato do líquido com o sólido. Dentro do escopo de aumento de retenção de sólidos, a formação do grânulo, ou do floco microbiano dentro do reator anaeróbio é um dos fatores que contribuem para tal.

3.4.5 Configurações do sistema de biometanização

Como já citado anteriormente, é possível ser feita a combinação de biodigestores de modo a se otimizar as fases da biometanização de acordo com fatores diversos, como realizar a separação de acordo com o tempo de retenção hidráulica, menor para o primeiro reator de modo que este primeiro esteja com carga orgânica elevada o suficiente para que o pH se reduza com a produção de ácidos orgânicos, combinar biodigestores com diferentes teores de sólidos ou diferentes potenciais redox (e.g. um tanque anaeróbico de produção de biogás, um tanque aerado e agitado para produção de lodo ativado seguido de um decantador para reenvio do lodo para o tanque de lodo ativado ou para o biodigestor anaeróbio).

A primeira diretriz para se realizar uma configuração de biodigestores for a de se ter dois estágios distintos, de modo que se tenha um biodigestor de primeiro estágio para a formação de ácidos e gás hidrogênio e em seguida um digestor de segundo estágio para a formação de metano, esse tipo de configuração tem se mostrado vantajosa experimentalmente, como forma de dar melhores condições para as arqueias metanogênicas se multiplicarem em pH mais perto do neutro assim como ter acesso ao H_2 , CO_2 e ácido acético de forma controlada afim de não se ter um excesso de ácidos orgânicos na área metanogênica posterior e haver o desbalançamento do pH.

Dessa forma o primeiro reator opera com carga orgânica elevada, ou seja, a quantidade de matéria orgânica que passa pelo volume do primeiro reator é grande demais e mais ácidos graxos voláteis, como o propionato e o butirato se acumulam em solução assim como saem no gás deixando-o ácido. Além de haver a saída dos AGVs no gás, o gás hidrogênio também se

acumula no meio e, como sua solubilidade é baixa na água sai no gás em maior quantidade numérica que os AGVs.

No bojo dessa discussão, Harper e Poland (1986) realizam uma discussão aprofundada que passa pelos mecanismos a partir do potencial redox da biodigestão e a relação da concentração de hidrogênio e a modificação da facilidade que as reações tem de ocorrer, do consumo primeiramente dos óxidos de nitrogênio, óxido de enxofre, óxido de carbono para depois ocorrer as reações ligadas com a produção de ácidos orgânicos (para onde os átomos de oxigênio vão primeiramente), hidrogênio e metano, tudo retratado a partir do viés de sintropia que surge com as reações químicas realizadas pelo conjunto de microorganismos, dentro do processo de digestão anaeróbia. Destacam a importância da separação das fases hidrolítica/acidogênica da fase aceto/metanogênica e citam três opções de configuração de digestores de modo que se tenham diferentes concentrações de H_2 em cada parte/etapa, como poderá ser explicado nas próximas três figuras

Opção 1 Filtro anaeróbio de estágio simples

- Sem necessidade de gestão de gás hidrogênio
- Acetótrofos produtores de hidrogênio/hidrogenotrófos de acordo com a carga orgânica e os distúrbios no sistema.
- Depois de períodos de operação estável a tendência é a razão produtores/consumidores de hidrogênio diminuir e permitir o choque de carga orgânica e o consequente acúmulo de ácido propiônico e H_2

Figura 6 – Desenho do processo de funcionamento de um filtro anaeróbio de estágio simples.

Fonte: (HARPER; POHLAND, 1986).

Opção 2 Filtro anaeróbico de estágios separados

Figura 7 – Ilustração de um sistema que realize a digestão em duas etapas.
Fonte: (HARPER; POHLAND, 1986).

Opção 3 Filtro anaeróbico de estágios separados e reciclo de biogás

Figura 8 – Ilustração de um sistema feito com dois estágios de reatores e com recirculação de biogás.
Fonte: (HARPER; POHLAND, 1986).

Essas três imagens mostram a combinação de duas etapas de biodigestão. É observável que o gás hidrogênio e os ácidos voláteis são os agentes principais que orientam a lógica da

recirculação do gas do primeiro momento da biometanização na metade do segundo reator, e estimular isso estimula o não surgimento desse gargalo, que é o acesso para o consumo do gás hidrogênio depois que o excesso de ácidos voláteis que podem se formar no começo da digestão já tenham sido consumidos, no primeiro digestor e na primeira metade do segundo digestor.

Dizer ter uma configuração de biometanizadores da matéria orgânica também se faz necessária, na medida em que se tem uma ampla gama de teor de sólidos nos diferentes resíduos de natureza biodegradável, assim como da diferença de suas degradabilidades.

Já Lawrence et al. (1970), dão uma visão geral, nas três figuras a seguir, sobre as combinações que podem acontecer entre compartimentos e tanques: completamente misturado sem recirculação, completamente misturado com recirculação. Este dois últimos mostram os ganhos que podem ocorrer com a presença de alguma instalação a jusante do tanque de mistura, e que tenha dimensões que permita que o fluxo fique lento o suficiente para permitir a decantação de sólidos e reenvio dos mesmos de volta para inocular a biometanização, enquanto que apenas o último, o de fluxo pistonado com recirculação, pode se ter uma sequência de reatores com um número tal, ou um reator comprido, em que o perfil de escoamento esteja mais próximo de um fluxo pistonado.

Diagrama 11 – Fluxo de um biodigestor de mistura sem recirculação
Fonte: (LAWRENCE et al., 1970).

Diagrama 12 – Fluxo de operação completamente misturado com recirculação, note que esse processo é o próprio princípio do processo de contato anaeróbio.

Fonte: (LAWRENCE et al., 1970)

Diagrama 13 – Modo de operação em fluxo pistonado com recirculação de sólidos

Fonte: (LAWRENCE et al., 1970)

Figura 9 – Representação de experimento de partida de reator de biometanização em fase sólida e líquida

Fonte: (FDÉZ.-GÜELFO et al., 2010).

Nesse experimento da Figura 9 anterior, de Fdez.-Güelfo et al. (2010), consiste num sistema contínuo de criação e adaptação de inóculo, para inocular outros reatores semi-contínuos em fase sólida. A temperatura de ambos é 55 °C.

O reator da esquerda é um leito de resíduos sólidos de volume de 30 litros, com 25 litros úteis, um fundo separado por uma tela de tamanho de orifício de 2 mm com 14 cm de altura preenchido com bolas de vidro, de volume total de 1,5 litros para coletar o lixiviado escorrido, e preenchidas com 4 camadas intercaladas de FORSU. 2 kg cada camada e esterco de porco com teor de sólidos de 30 % com 1,5 kg em cada camada. O reator líquido da direita contém 21 kg de lodo de esgoto de estação de tratamento de esgoto, ambas as bombas recirculam periodicamente os líquidos.

Os autores relatam que a partir do optagésimo (80º) dia de operação do sistema de criação de inóculo, foi possível, pela concentração do gás, perceber que o inóculo estava adequado para ser usado, 30 dias de tempo de detenção de sólidos, com uma carga orgânica de 5920 $\text{mg}_{\text{SV}}.\text{L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ se mostraram os melhor valores de operação do reator.

3.4.6 Tipos de biodigestores

Pode-se dividir os reatores anaeróbios em 3 tipos gerais, de acordo com as relações de tempo de residência que ocorrem entre as fases líquida e sólida do efluente. Para tal se tem os reatores de *crescimento disperso*, em que os microorganismos que realizam a digestão ficam suspensos no meio, podendo ou não formar flocos. *Crescimento aderido*, que é quando se utiliza alguma superfície, como discos rotativos, partículas em pequenos pedacos (alguns mm até alguns cm) e *reatores em fase seca*, que permitem que a concentração de sólidos fique superior a 20 %, enquanto os de fase líquida o teor de sólidos não passa dos 10%.

Contudo, na prática, em meios rurais é mais comum ser feita a biodigestão em uma câmara de digestão apenas, e as fases da biodigestão acontecerem ao longo do reator, ou com a instalação de haletas e paredes internas que criem mais câmaras dentro de um mesmo tanque e que façam o líquido ter que ir percorrendo as câmaras de modo que se delonge o tempo de residência do líquido.

A seguir, no Gráfico 9, se ilustra os diferentes tipos de digestores anaeróbios em função do tempo que as partículas de água demoram para passar por todo o reator (tempo de retenção hidráulica, eixo y), pelo teor de sólidos contidos na alimentação (eixo x). Isso permite observar a gama de tipos de biometanizadores de acordo com o tipo de resíduo biodegradável a ser tratado e que esteja disponível no local, assim como das tecnologias disponíveis para ser feita a biometanização.

Gráfico 9 – Gráfico que mostra os diferentes tipos de reatores de tratamento da matéria orgânica em relação ao tempo de residência, no eixo vertical e a concentração de sólidos, no eixo horizontal.

Fonte: (BATSTONE; JENSEN, 2011).

3.4.6.1 Crescimento disperso

O termo crescimento disperso se refere ao crescimento disperso dos microorganismos de modo que estes não estejam aderidos a alguma macro partícula, e se supendem facilmente no meio. Isso faz com que a razão entre o tempo que os sólidos pelo tempo em que os líquidos fiquem dentro do reator tenha a tendência a ser menor do que os reatores de crescimento

aderido. Um tanque de crescimento disperso precisa permitir que os sólidos suspensos decantem e se separem do líquido, de modo que possam voltar para o reator, e sejam consumidos pelos microorganismos. Se a configuração do reator não permitir a formação e decantação dos sólidos, estes podem não ser digeridos completamente, o que torna o tanque menos útil para o tratamento da matéria orgânica biodegradável.

Para aumentar a razão do tempo de retenção de sólidos / tempo de retenção hídrica de biodigestores de crescimento disperso é possível realizar diversas técnicas: modificar o local onde ocorre a entrada e saída de efluente, escolher o fluxo volumétrico de fluido de modo a permitir ou não o fluxo pistonado dentro do reator, recircular o efluente com a alimentação, e instalar haletas dentro do tanque para criar compartimentos, estimular a decantação, defletir o biogás formado, melhorando o desempenho do reator. A seguir serão comentados tipos de reatores de crescimento disperso.

3.4.6.2 Crescimento disperso - Tanques sépticos

Esses são tanques simples, podem ser construídos com alvenaria no local, feitos enterrados, ou até serem feitos com caixas d'água convencionais ligadas em série (EMBRAPA, 2010) e que também podem ter funções múltiplas que seriam feitas em etapas separadas numa estação de tratamento de esgoto, realizando a sedimentação e digestão dos sólidos, separação da espuma, que flutua, por meio de barreiras na superfície, em que se força a passagem do fluxo pelo meio do tanque (como nas caixas de gordura), ou fazendo o tubo de saída se situar mais abaixo que o nível d'água de modo que a espuma não saia com o efluente.

Dada sua simplicidade de construção (vide Figura 10 a seguir) - já que qualquer reservatório pode servir a esse propósito de câmara de passagem do efluente - estes são pouco eficientes para o tratamento do efluente, em que este ainda tem chances de, na saída, apresentar um aspecto escuro e ainda conter odor ofensivo.

Figura 10 – Digestor do tipo tanque séptico.
Fonte: (MCCARTY, 1982).

No Brasil a EMBRAPA (2010) realizou um projeto para estimular a construção de fossas sépticas biodigestoras em alternativa às “fossas negras” (que são tanques, normalmente buracos cavados no chão com ou sem anéis de concreto, com o fundo ou toda a parede lateral dando para o solo, em que o esgoto doméstico lentamente se infiltra para a jusante do subsolo do terreno).

No projeto de disseminação sanitária da Embrapa (Figura 11), se instalam 3 caixas d’água de 1000 L ligadas em série e que recebam apenas os efluentes vindos da bacia sanitária (privada), sendo que o resto dos efluentes do esgoto doméstico, a água cinza: das pias, chuveiros, ralos, máquinas de lavar, não pode ser encaminhada para este sistema, sendo estimulado o uso de uma bacia de infiltração ou o direcionamento da água cinza diretamente para irrigação (e.g. escorrendo por gravidade em canaletas que passam pelo pomar ou horta). Após a água negra passar pelas 3 caixas d’água, está já tem um odor menos ofensivo e pode ser usada para a fertirrigação de plantas em que a parte a ser consumida não entre em contato com a água de irrigação.

Figura 11 – Diagrama explicativo do sistema desenvolvido pela EMBRAPA para tratamento da água do vaso sanitário

Esse projeto da EMBRAPA almeja disseminar esse conhecimento de modo a estimular propriedades rurais a construírem sistemas que consigam tratar minimamente as fezes humanas reduzindo as chances de ocorrerem contaminações de coliformes fecais nos corpos hídricos que recebem a água, que se infiltra das “fossas caipiras” ou “fossas negras”, poços cavados no chão, permeáveis e que permitem a infiltração das águas residuárias domésticas pelo solo até chegar num lago ou rio a jusante do terreno.

3.4.6.3 Crescimento disperso - Tanque Travis

Com a necessidade de se separar os sólidos que estão no efluente líquido para que fiquem mais tempo dentro do reator, William O. Travis, em 1904, desenvolveu uma arquitetura de tanque, descrito pela Figura 12 a seguir, quando trabalhava como responsável pela planta de tratamento de águas residuárias da cidade de Hampton, na zona metropolitana de Londres, Inglaterra (MELOSI, 1947).

Ele constatou que seria vantajoso colocar haletas dentro do tanque de modo que os sólidos pudessem se decantar e não fossem carregados junto com a passagem do esgoto por causa de sua baixa velocidade de decantação de sólidos, isso permitiria que os sólidos que tivessem decantado permanecessem sendo digeridos na parte mais baixa do mesmo, enquanto que o esgoto fluísse pelo meio e daí para subisse para a parte central de saída. Contudo a separação em dois ambientes, um de decantação na entrada e outro de digestão não conseguiu fazer com que o esgoto não fluísse por onde o lodo se decanta, o fluxo do esgoto pela fresta resuspensava o lodo, em que parte dele ainda saía com o efluente tratado (MCCARTY, 1982).

Figura 12 – Corte transversal do tanque de trapis com a haleta interna que permite a criação de dois ambientes, um de sedimentação e outro de digestão.

Fonte: (MCCARTY, 1982)

3.4.6.4 Crescimento disperso - Tanque Imhoff

Na Alemanha, o Dr. Karl Imhoff entrou em contato com a arquitetura do tanque tipo trapis, já em 1905, um ano depois de seu desenvolvimento. Como pode ser visto na Figura 13 a seguir, promoveu certas mudanças que melhoraram o desempenho do reator, buscou uma melhor separação entre o fluxo decantatório do esgoto e a digestão do lodo, e isso aumentou o tempo de retenção de sólidos. Com um dispositivo mecânico de bombeamento de pastas, o lodo do fundo era removido periodicamente sendo direcionado para o sistema de tratamento do lodo. Outra inovação feita por Imhoff foi ter a ideia de não permitir que o fluxo de bolhas de biogás gerado suspendesse o esgoto novo que acabou de entrar no biodigestor, no compartimento de decantação. Isso era feito posicionando as haletas para desviar o fluxo ascensional de bolhas para os lados, de forma que na parte superior do tanque não houvessem

bolhas, já que subiram pelos cantos, para deixar os sólidos decantar. (MELOSI, 1947; MCCARTY, 1982).

Figura 13 – Detalhes construtivos das mudanças que Imhoff promoveu no tanque Travis.

3.4.6.5 Crescimento disperso - Digestor combinado, com domo fixo (modelo Chinês)

Esse modelo teve sua disseminação muito acentuada, quando nos anos 60 e 70, o governo Maoísta da República Popular da China convocou a juventude urbana em ir ao meio rural, para as montanhas e aos vales, para aprender e ensinar com as pessoas do campo. Parte da motivação da convocação desse movimento se deveu a visão que o comitê central chinês teve no potencial subutilizado do capital intelectual jovem, que estava se desenvolvendo nas cidades chinesas que não paravam de crescer. Isso pôde estimular a eficiência da nação Chinesa em prol dum melhor aproveitamento da energia disponível na matéria orgânica presente no meio rural.

Foi na província de Sichuan na China, que mais se intensificou o estímulo à prática de transformar em biogás todos os restos de excretas humanas, dos animais domesticados e das plantas. Num manual (BUREN, 1979) feito pelo governo chinês, é possível ter contato escrito com essa política de subsídio à construção, nas comunas rurais chinesas, de digestores como os da Figura 14 a seguir.

Figura 14 – Digestor de domo fixo, feito de alvenaria estrutural.
Fonte: (BUREN, 1979; POLPRASERT, 1996)

Cada comunidade precisava se reunir e tomar decisões conjuntas para tornar viável, junto do subsídio estatal, a construção desse domo com tijolos de alvenaria e sempre se certificar que o biogás não fosse vazar pelas paredes do teto. O manual conta que se necessita de cerca de 35 dias de trabalho, mais de 10 horas por dia de trabalho, para se construir um domo que consiga tratar os resíduos de uma família de 7 pessoas, a um custo de 2 – 3 £ / dia . Contudo que os maiores desafios para a execução do projeto é conseguir construir utilizando os materiais da localidade, e que normalmente reduz o custo do domo (BUREN, 1979).

3.4.6.6 Crescimento disperso - Digestor com reservatório de gás flutuante (modelo Indiano)

Na Índia, é possível encontrar, com certa regularidade, um modelo de biodigestor um pouco diferente em formato que o digestor Chinês, de formato mais achatado e arredondado, o modelo Indiano tem formato mais “espichado”, ou seja, tem uma relação altura/diâmetro, invertida se comparada com o modelo chinês.

É normalmente construído de alvenaria estrutural (tijolos) ou com anéis de concreto e impermeabilizado no fundo. O principal atributo que o caracteriza como o modelo Indiano, é que se coloca uma haleta de separação no meio, que termina alguns centímetros antes do nível de líquido, de modo a se criar dois compartimentos dentro do biodigestor e assim prolongar o Tempo de Detenção Hidráulica permitindo uma melhor digestão, como é possível observar na Figura 15 em seguida.

Figura 15 – Desenho de reator do tipo indiano, a haleta interna, e a entrada e saída em nível baixo.

Fonte: (POLPRASERT, 1996).

3.4.6.7 Crescimento disperso - Digestor de fluxo pistonado (modelo Taiwanês)

Para entender o sentido de fluxo pistonado será feito adiante, uma explicação sobre o número de Reynolds. Dizer fluxo pistonado significa dizer algum tanque que tenha um perfil de concentrações relativamente constante ao longo de cada corte transversal feito no sentido do escoamento, isso significa que o perfil transversal de velocidades de escoamento é uniforme, em forma de pistão, daí o nome pistonado.

Essa condição da estruturação do perfil de concentrações, depende da relação entre o fluxo que passa pelo compartimento ou conduto e sua dimensão, e.g. diâmetro, e pode acontecer quando as forças viscosas são predominantes sobre as forças inerciais do fluido, essa relação de forças atuando no fluido recebe o nome de número de Reynolds, um número adimensional que expressa relações de forças, e tem a seguinte forma,

$$\begin{aligned}
 Re &= \frac{f. inerciais}{f. viscosas} = \frac{(massa)(aceleração)}{(viscosidade\ dinâmica)\left(\frac{velocidade}{distância}\right)(área)} \\
 &= \frac{(\rho L^3)\left(\frac{v^2}{L}\right)}{\mu \left(\frac{v}{L}\right) L^2} = \frac{\rho v L}{\mu} = \frac{v L}{\nu}
 \end{aligned}$$

em que,

- v é velocidade do fluido em questão
- L é a dimensão linear característica do tubo, ou diâmetro hidráulico para rios, é uma medida de relação área/perímetro da secção transversal ao conduto para condutos não circulares (já que para condutos circulares essa medida L é o diâmetro, D), é dada pela relação,

$$L = \frac{4A}{P}$$

em que A é a área da secção transversal do escoamento e P é o perímetro do conduto, ou o perímetro molhado (sem contar o comprimento de secção transversal da água em

contato com o ar, apenas da água em contato com a terra) para o cálculo em escoamento de rios

- μ é a medida de viscosidade dinâmica do fluido e é medida em Pa.s ou N.s/m² ou kg/(m.s)
- ν é a medida de viscosidade cinemática do fluido e equivale a viscosidade dinâmica dividida pela densidade do fluido ($\nu = \mu/\rho$) é medida em m²/s
- ρ é a densidade do fluido medida em kg/m³

Portanto, biodigestores de fluxo pistonado, são biodigestores em que a dimensão do sentido do escoamento (o comprimento) é relativamente maior que a largura e a profundidade, ou o diâmetro da vala ou tubo, o que faz o número de Reynolds ficar baixo. Se for pensado em um biodigestor de tubo de 1,5 m de diâmetro, 10 – 15 m de comprimento, e pensado em um tempo de residência de 15 dias, significaria um fluxo volumétrico diário de 0,353 – 0,530 m³.dia⁻¹ que resultaria num número de reynolds entre 8,89 e 13,34, valores próximos ao limite inferior do escoamento laminar, que faz com que as forças inerciais sejam tão baixas que o perfil de concentração vai variando na forma de um pistão.

Houve um estudo pioneiro que buscou compreender o comportamento do fluido dentro desse tipo de biodigestor (KINYU et al., 2015), que são normalmente uma trincheira cavada no chão, em que é instalado um tubo feito de película de polipropileno, presa nas pontas a tubos de grande diâmetro, que permitam a alimentação e retirada em cada lado da salsicha. Esse experimento faz parte de projetos que buscam disseminar esse tipo de biodigestor para comunidades rurais na América Latina, no caso desse estudo, está instalado na comunidade de San Luis de Monteverde encravada nas codilheiras de montanhas Tilarán na Costa Rica, entre 600 – 1200 metros ao nível do mar.

Reportam que o biodigestor em operação tem um valor de remoção de DBO superior a 75 %, na modelagem se estima um tempo de residência hidráulico de 23 dias e, supondo que no biodigestor tenha se estabelecido a formação dos grânulos sintrópicos, se estima um tempo de retenção celular médio de 115 dias. As dimensões do biodigestor estudado em campo são de 8 metros de comprimento e 1,69 metros de diâmetro interno, totalizando um volume de 9 - 12 m³ com uma bolsa de coleta de biogás de 4 m³.

A trincheira cavada para abrigar o biodigestor pode ser impermeabilizada, com barro, lona ou manta e recoberta com uma lona bem vedada em toda a borda da trincheira, na medida em que o biogás é gerado, ele fica contido dentro da lona (RICARDO, 2012). É

possível também dispensar a necessidade de realizar a vedação construindo o compartimento de biodigestão por completo com um filme tubular feito normalmente de polietileno de alta densidade, com duas camadas para dar maior resistência, em que o biogás gerado fique contido na parte de cima do tubo, com o começo e o fim do tubo presos com câmara de ar de pneu a uma manilha de cerâmica de cerca 20 cm de diâmetro (AGUILAR, 2001; RODRIGUEZ; PRESTON, 2011).

Fukuda (2013), em sua pós-graduação, detalha cada passo da construção de um biodigestor tubular de lona dupla de polietileno, preso nos tubos das pontas feitos de tubos de PVC de 6'' presos à membrana tubular com câmara de pneu.

A seguir, na Figura 16, é possível contemplar a idéia do biodigestor descrito, e em seguida, na Tabela 7, informações do desempenho do mesmo.

Figura 16 – Biodigestor tubular de vala
Fonte: (POLPRASERT, 1996)

Tabela 7 – Performance de tratamento por meio da redução das concentrações de elementos entre a entrada e a saída do biodigestor tubular operado na Costa Rica

Parâmetro	Unidade	Entrada	Efluente
DBO ₅	g.L	5,09 ± 0,3	0,030 ± 0,015
ST	g ST.L	6,35 ± 2,87	0,77 ± 0,25
SV	g SV.L	5,17 ± 2,44	0,58 ± 0,24
NT Amoniacal	mg NH ₄ ⁺ -N.L	140 ± 49,0	52,8 ± 4,66
Nitrogênio Total	mg N.L	300 ± 23,6	49,3 ± 5,12
Fósforo Total	mg PO ₄ .L	402 ± 126	33,9 ± 8,91
pH		7,08 ± 0,62	7,04 ± 0,14
Concentração de CH ₄	%	71 ± 10,0	
Taxa de produção de CH ₄	m ³ CH ₄ .dia ⁻¹	2,01 ± 0,87	

Fonte: (KINYU et al., 2015).

O biodigestor feito com lona tubular se tornou comum como método de gestão de esterco de criações de animais, principalmente suinocultura (vide Figura 17 a seguir), já que sua operação é bem sucedida em reduzir a quantidade de matéria orgânica no influente (vide Tabela 7, anterior). Existe uma rede latinoamericana que trabalha em prol da disseminação do biogás e desse biodigestor em particular no meio rural em países latinoamericanos, principalmente andinos, se chama RedBioLAC e pode ser acessado pelo portal redbiolac.org. Se recomenda nos folhetos explicativos sobre a construção, execução e manutenção que nesses biodigestores sejam alimentados somente com os efluentes contendo fezes de animais ou humanos, ou que seja homogênea a solução, sem excesso de sólidos. Fazendo isso, se reduz o tempo de operação do biodigestor, via o acúmulo de sólidos digeridos dentro deste. Para isso, normalmente se prefere realizar a alimentação com um teor de sólidos reduzido, menor que 5%, mesmo assim a retenção de sólidos irá acontecer e ocasionalmente será necessária a parada do biodigestor para a retirada do excesso de sólidos.

Outro ponto que conta como desvantagem para o tratamento com membrana tubular de polietileno, é a vida útil do material plástico menor que a de um biodigestor feito em alvenaria ou moldes de concreto ou placas de aço (GARFÍ et al., 2016).

Figura 17 – Modelo de biodigestor de trincheira coberto com lona de PVC tratando resíduos de suínos na Granja Niterói em Lavras – MG, em estudo de RICARDO (2012).

3.4.6.8 Crescimento disperso – Processo de contato anaeróbio

Essa, na verdade é uma forma de configurar dois tanques, um deles é um CSTR, agitado, em que é realizada a digestão da matéria orgânica e segue para outro tanque de decantação para que os sólidos decantados neste retornem ao CSTR. Consta a seguir, na Figura 18, um exemplo.

Figura 18 – Representação do processo de biodigestão por contato anaeróbio.
Fonte: MCCARTY, 1982

Outro processo que faz uso desse mesmo tipo de princípio é o de lodos ativados, em que o esgoto depois de passar pela grade, caixa de areia e decantador primário, para separar os sólidos sedimentáveis e deixar os solúveis, vai para canais ou tanques onde é aerado continuamente em todo o trajeto do líquido. Isso estimula a atividade aeróbia dos microorganismos que, com excesso de O_2 e substrato, se reproduzem tanto que surge a formação de flocos que se tornam facilmente sedimentáveis no próximo tanque, em que os decantadores secundários permitem que esse floco possa decantar.

Esse lodo secundário pode ter uma parte reciclada para o tanque de lodos ativados, entre os dois decantadores, ou ser encaminhado para o sistema de digestão anaeróbia de lodos, em que primeiro é encaminhado para um espessador, outro decantador, que aí encaminha esse o lodo espessado para digestores anaeróbios que fazem uso desse mesmo princípio de contato

anaeróbio utilizando dois tanques, um com agitação outro como decantador, para tratar os lodos espessados e gerar biogás com o lodo de esgoto, reduzindo a quantidade mássica final de lodo de esgoto a ter sua destinação final adequada, via a produção de biogás do lodo. Esse é o método utilizado para tratar o esgoto da ETE de Franca-SP, via o tratamento de lodos ativados, com decantador primário e secundário, espessador de lodo e três reatores anaróbios para tratar os lodos (VANZO; MACEDO; TSUTIYA, 2000).

3.4.6.9 Crescimento disperso - Digestor de manta de lodo de fluxo ascendente

Contemplando a biometanização de esgotos, se desenvolveu a ideia de aproveitar a sintropia que existe na comunidade anaeróbia dos reatores de tratamento de efluentes. Essa sintropia foi aproveitada na medida em que percebeu que é possível fomentar a existência de flocos macroscópicos resultado da aglomeração de células de bactérias, arqueias e fungos (SEGHEZZO et al., 1998).

Esses grânulos exibem propriedades de decantação típicas de partículas da ordem de tamanho de alguns poucos milímetros (1 – 3 mm) que é muito superior a taxa de decantação de partículas microscópicas, portanto o surgimento desses grânulos permite que os sólidos permaneçam mais tempo do que o líquido, fazendo com que a razão de taxa de consumo de DBO pelo tempo de residência hidráulico seja maior que os outros digestores em que não há a formação de manta, como tanques sépticos.

A manutenção da atividade da manta microbiana é uma tarefa que requer cuidados com os diversos requerimentos ambientais tratados na seção 3.4.3, o cessar de sua atividade pode requerer um tempo bem grande para o restabelecimento de sua atividade, da ordem de meses.

3.4.6.10 Crescimento aderido

Os biodigestores de crescimento aderido podem ter os mesmos desenhos de alguns dos biodigestores de crescimento disperso. Só que contam com a adição de algum elemento que aumente a quantidade de área que existe dentro do reator, que pode ser por meio da adição de algum recheio, como cascalhos, conduítes, bobs, pedaços de plástico, ou até uma série de discos presos a um rotor central movimentado por um motor de baixa rotação.

A passagem do líquido pelo recheio pode ocorrer de forma ascendente ou descendente, em fluxo ascendente o leito pode ser fixo ou estar solto, de modo que, com um fluxo alto o suficiente, possa se expandir até se tornar um leito agitado.

3.4.6.11 Digestores em fase seca

Esses reatores surgem a partir da demanda de não se enviar mais resíduos sólidos orgânicos biodegradáveis para aterros sanitários, o que abre um novo nicho para o desenvolvimento de técnicas para o aproveitamento da energia e nos nutrientes desses resíduos e cria a demanda de se realizar a digestão anaeróbia de uma grande quantidade de sólidos de cada cidade do planeta.

Para isso é possível tentar realizar a digestão dos resíduos sólidos orgânicos biodegradáveis utilizando as arquiteturas de reatores de crescimento disperso e aderido citados anteriormente, às custas de ter que separar o digestato líquido desses reatores para diluir os sólidos a serem alimentados, além de criar uma demanda muito grande de dimensões de tanques devido ao fato de os biodigestores em fase líquida não terem um teor de sólidos superior a 10%, em que raramente este passa dos 5%. Isso torna a digestão de sólidos biodegradáveis pouco viável por meio dos reatores já usados para o tratamento de águas residuárias.

Com essa desvantagem em mente, surge a idéia de se ter a digestão anaeróbia em fase seca, com um teor de sólidos superior a 10 %, indo até 20 – 35%, com o intuito de se evitar reatores muito grandes e que consigam da mesma forma transformar resíduos em energia, adubo e água igualmente nutritiva para plantas. Esses reatores em fase seca podem sinergicamente serem associados com reatores em fase líquida de modo que a água de diluição e de recirculação venham dos reatores em fase úmida, como serão tratados nas próximas secções.

3.4.6.12 Digestor em fase seca – Kompogas

Esse é o tipo de biodigestor que faz uso do processo de tambor rolante com comprimento longitudinal longo em relação ao diâmetro do tubo da câmara de digestão. Conta com haletas internas que defletem o fluxo de sólidos, revirando-o enquanto este avança o caminho até o outro lado do tubo. Foi desenvolvido nos anos 80 por W. Schmid em Glattbrugg na Suíça. A taxa de sólidos é mantida em 23 – 28 %, o processo conta com reciclo do digestato com a alimentação para inoculação (LI; PARK; ZHU, 2011).

Após a saída da massa pelo fim do tubo, ocorre a necessidade de pós tratamento. Houve um estudo que mediu os valores de emissão gasosa de metano e de carbono orgânico total da pilha de composto anaeróbico em maturação, para se saber as emissões que ocorrem a fim de se obter parâmetros para aferir a viabilidade ambiental e fatores de impacto dos métodos de biometanização em fase sólida.

A seguir, é possível conferir no Gráfico 10, o comportamento das emissões da pilha de compostagem/maturação do sólido anaeróbico, que consistiu em 3 reviradas ao longo de 4 semanas.

Gráfico 10 – Descrição do comportamento das emissões ocorridas no processo de pós tratamento do digestato do processo de biometanização do tipo tambor rotativo (KOMPOGAS), feito em leiras de aeração forçada.

Fonte: FRICKE et al. 2001 ³¹ apud. FRICKE; SANTEN; WALLMANN, 2005 p. 804

3.4.6.13 Digestor em fase seca – Valorga

Essa arquitetura na Figura 19 a seguir, foi desenvolvida por uma empresa européia chamada Valorga Internacional (2006), o substrato circula por um tanque cilíndrico com uma haleta interna para aumentar o tempo de passagem da mesma. O próprio biogás produzido é reinjetado na parte de baixo, à uma pressão de 8 Bar, de forma que seja estimulada as trocas gasosas, o que inclui os ácidos graxos voláteis que são produzidos na fase de acido- e acetogênese e que precisam ser consumidos na fase final de digestão anaeróbia (metanogênese). Além disso, o gás recirculado estimula o movimento do material dentro do reator. O tempo de residência da matéria orgânica é de 3 semanas, e esse digestor opera com uma taxa de sólidos de 25 – 35 % (LI; PARK; ZHU, 2011).

³¹ Fricke, K., Leisner, R., Wallmann, R., 2001. Abbauleistung und Abluftemissionen bei trockenen, einstufigen Vergärungsverfahren mit nachgeschalteter Rotte am Beispiel des Kompogasverfahrens; in: Schriftenreihe des ANS 42, Wiesbaden, S: 67–93.

Figura 19 – Ilustração do digestor em fase seca do tipo Valorga, de recirculação de biogás.
Fonte: VALORGA INTERNACIONAL, 2006.

3.4.6.14 Digestor em fase seca – Dranco

Este reator opera como um reator de lodo de fluxo descendente. É desenhado de modo que, parte da matéria digerida que chega no fundo cônico, recircule com a matéria nova servindo de inóculo a mesma, enquanto que a matéria orgânica que se situa mais abaixo da flange de sucção de recirculação termine de se estabilizar e se espessar na parte do fundo do reator para por fim ser bombeada para fora do reator, conforme pode ser visualizado na Figura 20.

Figura 20 – Reator de biometanização em fase seca do tipo Dranco. Este tanque realiza o fluxo do material de forma descendente no fundo cônico.
Fonte: (BAERE, 2010)

Nesse digestor, a matéria alimentada, em tubos de 1m é triturada a um tamanho de 40 mm depois de ter sido separada de pedaços de plástico e textéis, ou estes terem sido triturados junto e, incorporados ao bolo de digestão. Os metais ferrosos e não ferrosos podem também ser recuperados, e é o mais recomendado possível que pedaços de rocha, vidro e plásticos duros sejam retirados no pré-tratamento do substrato sólido da entrada. Na entrada, vapor é adicionado para elevar a temperatura para a faixa meso ou termofílica, de 36 e 55 °C, respectivamente (BAERE, 2010).

3.4.6.15 Digestor em fase seca em câmara percolada – Garagem

Esse tipo de digestor em fase sólida percolado é um exemplo de leito feito em alvenaria, da escala de tamanho de uma garagem de carro. Com ralos no chão para escoamento e coleta do material percolado, que vai para um biometanizador em fase líquida. Este, envia o líquido de volta em aspersores que espalham o líquido pela parte superior do leito de resíduos biodegradáveis, reinoculando os microorganismos no material e facilitando o transporte de nutrientes.

O resíduo sólido é inserido dentro da garagem com uma máquina de pá carregadeira, depois de carregado com resíduo sólido, a porta de entrada do sistema é lacrada e ele entra em operação até se detectar que o pico de produção de biogás decaiu, (ou outro método para aferir a hora de parar o funcionamento do sistema). Se abre a porta e descarrega o material sólido, é possível nesse momento de abertura da câmara de biometanização em fase sólida, se realizar algum processo de aeração controlada da câmara, como forma de consumir o gás metano que esteja remanescente assim como forma de reduzir o escape deste para a atmosfera no momento que for aberta a porta para o descarregamento do sólido digerido.

Esse processo é resiliente para receber resíduos orgânicos que estejam em condições de trituração, tamanho das partículas, misturado com componentes inertes a digestão anaróbia, incompatíveis com a digestão convencional em fase líquida, que opera com um teor de sólidos menor que 15% e danificaria os impelidores e entupiria tubulações.

Por isso esse tipo de técnica tem ganhado aceitação como forma de digerir os restos de comida e resíduos agrosilvopastoris como a palha e outros resíduos de culturas de uma maneira simples de carregar, operar, e descarregar, e que pode lidar com uma grande massa de resíduo sólido orgânico por volume de biodigestor, o que o torna compacto para ser usado em locais urbanos com pouca disponibilidade de área.

A operação de um biometanizador de garagem é facilitada quando conta com sistema de recirculação do líquido percolado, pois é uma forma de inocular os microorganismos da cadeia da metanogênese e por em contato enzimas do que estejam no líquido para hidrolisar os resíduos sólidos do monte e estes irem para a fase líquida.

A seguir, Qian et al., (2016) exhibe o modo de funcionamento do primeiro digestor do tipo de garagem que foi documentado na China (de acordo com os autores), que está localizado no Condado Bin, próximo a cidade de Harbin, na Província de Heilongjiang. Trata diariamente 100 toneladas de resíduos sólidos biodegradáveis e produz a partir destes, 8000 m³ de biogás,

em duas linhas paralelas, cada uma com 6 câmaras de biodigestão de 400 m³ de volume interno (24 m x 4 m x 4,5 m).

O resíduo é pré tratado por uma linha de separação combinada, mecânica e manual, depois de ter as frações não biodegradáveis separadas, este aguarda em uma baia o carregamento feito por esteira de pás. A parede dos biodigestores é isolada do meio por uma espuma rígida de poliestireno de 20 cm de espessura. O tempo de residência do sólido dentro da garagem é de 35 dias, e estes são digeridos a uma temperatura mantida a 37°C. A inoculação dos microorganismos e das enzimas é feita por meio da recirculação de líquido do tanque tampão que acumula os líquidos percolados das garagens, e também recircula o mesmo pelo leito de biometanização. Qualquer desequilíbrio no processo, permite que seja feita a desconexão da recirculação de líquido pelo leito de biometanização, já que as arqueias metanogênicas são os microorganismos com taxa de crescimento mais lenta e por isso, em caso de desequilíbrio, são as que mais demoram para se reestabelecer.

A seguir, no Diagrama 14 é possível observar o sistema de garagem.

Diagrama 14 – Descrição de um sistema de digestão de resíduos sólidos operando com três reatores metanogênicos combinados, um reator do tipo garagem o reator líquido do meio, e o reator da direita, de leito aderido.

Fonte: QIAN et al., 2016.

3.4.7 Tratamento e uso do biogás

O efluente gasoso da decomposição anaeróbica, chamado de biogás consiste de uma mistura de gás metano – CH₄, gás carbônico – CO₂, e outros gases traço como sulfetos - S²⁻.

A reforma desse gás se faz necessária para se aumentar o poder calorífico deste, na medida em que se retira o gás carbônico, que impactua negativamente na reação de

combustão do metano. Dessa forma, reduzindo a disponibilidade do gás oxigênio atmosférico de oxidar o gás metano.

O gás metano normalmente está presente no biogás com concentrações entre 35-65%, enquanto que o gás carbônico costuma estar presente na faixa de 15-50%, já o sulfeto de hidrogênio pode estar presente na amplitude de concentrações de 0,02 – 0,2 % (MILTNER et al., 2012), contudo também pode ser relatado maiores concentrações, da ordem de 2 – 6 % (PERSSON; JONSSON; WELLINGER, 2007).

O poder calorífico do biogás é 4.500 – 6.300 kcal/m³, quando deste é retirado o gás carbônico esse valor pode chegar a quase o dobro 12.000 kcal/m³.

Além disso a reforma do biogás é importante para se retirar ânions ácidos como sulfetos e siloxanos (ARNOLD, 2009), o primeiro é corrosivo para tubulações e o segundo desgasta as paredes e os pistões de motores de combustão interna. Os sulfetos derivam do uso massivo de detergentes feitos com cadeias de alquilbenzenosulfonas e as siloxanas estão presentes em produtos de higiene pessoal.

Ao se reformar o biogás também se garante a aproximação de sua composição para os padrões de distribuição de gás da rede, permitindo assim a sua venda e consequente entrada de recursos, ou uso como gás veicular em frota própria.

Se uma quantia de biogás tiver uma porcentagem de 35 % de gás carbônico, e assumindo que o CO₂ tenha uma densidade de 1,84 kg/m³, à pressão atmosférica de 1 atm, e a 20°C, seria necessária 429L de água pura para retirar todo o gás carbônico deste efluente, de acordo com a lei de Henry.

Outra necessidade é a secagem e/ou resfriamento do gás metano que foi lavado, de maneira secar o gás, e impedir que vapor d'água seja encaminhado com o gás tratado, assim como facilitar o processo de pressurização para uso em veículos. O resfriamento do gás até a temperatura de condensação da água garante que praticamente todo o vapor d'água tenha sido condensado e retirado do fluxo de biogás. Na prática esse sistema pode ser estruturado com a instalação de um dreno no fundo do tanque em que o gás pressurizado for guardado.

A seguir serão explicados diferentes métodos de tratamento do efluente gasoso para melhorar o biogás.

3.4.7.1 Lavagem por água a alta pressão

A lavagem de água a alta pressão utiliza o mesmo princípio de solubilidade do gás carbônico em água, só que se aumenta a pressão do local onde a água entra em contato com o gás, para que se dissolva mais CO_2 por litro de solução. A Tabela 8, a seguir mostra as solubilidades do CO_2 na água.

Tabela 8 - Solubilidades aproximadas do CO_2 (em g/l) na água.

Pressão		Temperatura (°C)				
atm	kg/cm ²	0	10	20	30	40
1	1,03	0,40	0,25	0,15	0,10	0,10
10	10,30	3,15	2,15	1,30	0,90	0,75
50	51,70	7,70	6,95	6,00	4,80	3,90
100	103,00	8,00	7,20	6,60	6,00	5,40
200	207,00	-	7,95	7,20	6,55	6,05

Fonte: Nonhebel (1972)

Após feita a absorção do gás carbônico, este é levado a uma câmara com menor pressão de modo que este escape para a atmosfera, e o líquido possa ser recirculado pelo lavador, ou esse líquido rico em carbonato e sais (se tiver havido a adição de sais alcalinos) pode ir para uma bacia de fotossíntese de algas (WEISSMAN; GOEBEL, 1987; COLLET et al., 2011; YADAV et al., 2015), ou ser usado junto com a água de irrigação dentro de uma estufa que mantenha o gás carbônico dentro da atmosfera da mesma e estimule a fotossíntese das plantas, ao mesmo tempo inviabiliza sem agrotóxicos, insetos e outros animais que possam se alimentar da cultura dentro da estufa.

O gás sulfídrico, pode se tornar um problema na água de lavagem, se não for retirado antes dela, promoverá a corrosão dos tubos e equipamentos envolvidos, principalmente tubos e peças de metal do fogão.

3.4.7.2 Lavagem com solução básica

Pelo fato do gás carbônico e gás sulfídrico serem gases ácidos, a lavagem com uma solução básica e sob pressão, pode aumentar o poder de absorção desses gases do que se usado um mesmo volume de água sem reagentes básicos e com pressão. Os reagentes básicos que tem preços acessíveis são a soda cáustica - NaOH, cal - Ca(OH)₂ e cinzas - KOH. A reação de absorção do gás carbonico em uma solução de soda caustica – NaOH e consequente precipitação de bicarbonato de sódio, são:

Dessa forma, a precipitação de bicarbonato e carbonato de sódio ou de cálcio permite que este seja retirado via decantação. A Figura 21 a seguir ilustra uma coluna de recheio para ser usada como lavador de gás, já que, quando se tem uma reação de precipitação, como a da soda cáustica com gás carbônico, enquanto que o líquido em que surge o bicarbonato de sódio, é deixado para decantar no tanque abaixo na coluna de recheio.

A retirada de água do tanque de sedimentação pode ocorrer na medida em que o pH da solução de água mãe permaneça alto o suficiente para conseguir ainda reagir com o gás carbônico. Nesse esquema há de se ter cuidado com o calor que a NaOH libera quando se dissolve na água, por isso a alimentação de soda cáustica deve ser feita com ela já dissolvida e resfriada, sob a pena de se ter uma redução do poder de absorção da solução alcalina quanto está está mais quente, como foi tratado na Tabela 8.

Figura 21 - Esquema de um tanque com uma coluna de recheio acoplada utilizada para a lavagem do biogás e retidaração de gás carbônico e gás sulfídrico.

Fonte: O próprio autor (2010).

Outros reagentes como a cal virgem, ou cal hidratada (dissolvida em água), podem ser usados na solução de lavagem. Além disso, tanto a soda cáustica quanto a cal, também reagem com os íons sulfeto e se precipitam, essa reação demora mais que a de carbonatação, a reação é a seguinte:

Como alternativa à soda cáustica, podem ser usadas cinzas coadas, combinadas com urina pode ser uma solução de material a ser adicionado a água de lavagem do biogás, isso melhora as propriedades nutritivas da água de lavagem dando maior vantagem se esta for usada como fertilizante de lagoas de microalgas e macrófitas ou na fertirrigação.

3.4.7.3 Lavagem com solventes orgânicos

Os mesmos princípios discutidos anteriormente podem ser usados para se realizar a reforma do biogás gerado, mas desta vez se utiliza moléculas orgânicas, como o MEA (MonoEtanoAmida) ou DMEA (DiMetilEtanoAmida) e outros produtos comerciais. Se lava o biogás, normalmente a uma pressão maior e depois, se recupera o absorvente reduzindo a pressão de forma que o gás carbônico se desprenda deste.

3.4.7.4 Processo PSA (Pressure Swing Adsorbtion)

O processo de adsorção com peneiras moleculares utiliza substratos como o carvão ativado ou peneiras moleculares, materiais com poros de tamanhos nanoscópicos. Se insere o biogás a alta pressão em recipientes contendo estes materiais. O biogás necessita ser previamente seco e dele retirado todo o S^{2-} , já que o sulfeto tem uma afinidade à superfície adsorvedora muito maior que o CO_2 e sua presença rapidamente satura a peneira molecular. Esse é um processo semicontínuo onde regularmente se necessita de retirar o CO_2 adsorvido via redução de pressão até níveis atmosféricos, ou algum vácuo.

3.4.7.5 Retirada de sulfeto por meio de óxido de ferro

A ferrugem que se acumula nos componentes de ferro que vão se oxidando com o tempo pode ser um reagente para reagir com o S^{2-} , formando FeS . Para isso, basta fazer o biogás passar por um leito seco contendo o óxido de ferro, junto com outro elemento de recheio, como serragem, para que seja absorvido o excesso de calor que a reação (4) a seguir gera

A seguir é possível regenerar o Sulfeto de ferro, ou aquecendo-o, ou expondo o mesmo ao ar atmosférico para que ocorra a seguinte reação:

Este processo pode ser utilizado como um primeiro passo com o fim de se retirar o enxofre do efluente gasoso para proceguir com outro processo de retirada do gás carbônico. Além disso, existe a chance de se conseguir separar o enxofre – S_2 e ter algum ganho com a venda do mesmo.

Álvaro Mercado, em sua dissertação (2010), demonstrou que utilizando-se o material de óxido de ferro granular do tipo III, (85% dos grãos são menores que 4,76 mm, 28% são menores que 2 mm, 21% são menores que 1,18 mm, e 19% são menores que 0,59 mm e 8% tem granulometria inferior a 0,42 mm, 1,3% abaixo de 0,25 mm), disposto em uma coluna de recheio (sólido-gás) de 7,5 cm de diâmetro com 160 cm de altura, com 5 leitos de 30 cm de altura cada um, e preenchidos com 18 cm de óxido de ferro, totalizando 7,3 kg de óxido de ferro ($1,46 \text{ kg.compartimento}^{-1}$), com uma vazão de biogás da ordem de $0,2 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$, e com uma faixa de concentração de H_2S entre (1000 ppm até 3000 ppm), conseguiu-se remover o H_2S de uma forma eficiente, atingindo uma eficiência de até 99% de remoção, com concentração de S^{2-} no biogás inferior a 100 ppm (quantidade máxima recomendada de ser usada em motores de combustão interna). O autor cita Kunz; Oliveira (2006 p. 13), ao dizer que 1 kg de óxido de ferro é capaz de absorver 0,64 kg de H_2S .

3.4.7.6 Sistema da EMBRAPA detecção de gás sulfídrico na tubulação de biogás

Foi desenvolvido pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA um sistema de detecção de gás sulfídrico, que pode ser instalado na tubulação de biogás, permite dar auxílio na tomada de decisão em trocar a limalha de ferro, ou ferrugem, dos tubos de desulfetização de biogás ou de qualquer outro meio filtrante análogo.

O sistema consiste em um anel de prova, que ao sofrer a oxidação, devido a presença de gás sulfídrico no gás, se rompe, e libera uma haste que sofre uma tensão constante de uma mola para esta subir e indicar que o anel se rompeu, ou seja, que é necessário trocar o meio filtrante de biogás, de óxido de ferro. Para armar outra vez o sistema, é necessário a troca do anel.

O sistema pode ser encaixado na tubulação de biogás logo após o sistema de desulfetização. A seguir, na Figura 22, um desenho descritivo do sistema proposto pela EMBRAPA, e depois um desenho do anel, na Figura 23.

Figura 22 – Desenho (vista lateral e corte central, armado A e desarmado B) da tecnologia Embrapa Biogás TF-01. Cujos componentes são: 01) Corpo; 02) Pino; 03) Haste fixa com gancho na extremidade; 04) Haste móvel com gancho na extremidade; 05) Mola propulsora; 06) Anel “sensor”, encaixado entre ganchos e; 07) Freio. (SOUZA; KUNZ, 2010).

Figura 23 – Desenho (vista lateral A e frontal B) do anel ou anilha – sensor metálico a ser corroído, feito em aço carbono 1015 ou similar. Fonte: (SOUZA; KUNZ, 2010)

3.4.7.7 Borbulhamento do biogás em água aeróbia

Na Califórnia, a equipe de pesquisadores que seguem o trabalho de Oswald, W. J. (GREEN et al., 1995), criou uma técnica de melhorar a qualidade do biogás de modo passivo, por meio da realização da biodigestão em compartimentos dentro de lagoas facultativas, como pode ser verificado com a letra g na Figura 24 a seguir.

Figura 24 – Desenho esquemático representando o digestor, a estrutura de geração/coleta de biogás submersa dentro da lagoa, e sistema de borbulhamento passivo do biogás.
Fonte: (GREEN; LUNDQUIST; OSWALD, 1995).

A partir da observação da explicação da Figura 24, os pesquisadores usaram em seu favor o efeito de ocorrer a absorção do gás carbônico quando ocorre a passagem do biogás pelo meio aeróbio da lagoa, na parte superior da Figura 24 (entre *b* e *d*). Esta parte aeróbia conta com recirculação do efluente das lagoas de algas de alta taxa durante o dia, com a entrada e a saída situada uma de cada lado da lagoa. Isso aumenta os níveis de O_2 dissolvido e, conseqüentemente, diminui o gás carbônico dissolvido na água.

Tomando o cuidado de projetar o compartimento de passagem do biogás de modo que todas as bolhas sejam coletadas pela pequena cúpula *d*, na parte mais alta da Figura 24. É

possível alcançar as seguintes concentrações em volume de gás carbônico e nitrogênio gasoso total no biogás como o Gráfico 11 mostra.

Gráfico 11 – Composição média do biogás coletado a 3,9 metros acima do fundo do compartimento de biodigestão (surface collector) e do coletor posicionado a apenas 0,9 m de altura do chão. Em Richmond na Califórnia, E.U.A. Fonte: (GREEN; LUNDQUIST; OSWALD, 1995).

Isso indica que dentro do seio da digestão anaeróbia a ocorrência de excesso de compostos nitrogenados pode ocasionar o surgimento de nitratos dentro do compartimento anaeróbio, o nitrato, se comparado com o carbonato e com o sulfato, é o óxido de elementos não metálicos que mais tem facilidade química em doar o seu elétron das ligações N-O e assim, reduzir o nitrogênio para a forma mais estável de gás nitrogênio, N_2 (vide 3.4.2.2 Ácido/acetogênese p. 83), isso perde o nitrogênio amoniacal e de nitrato que poderiam se tornar de volta proteínas, infraestrutura da via, a um custo energético menor.

3.4.7.8 Uso do biogás em combustão direta

O uso direto do biogás é uma realidade comum em muitas propriedades rurais na China, Índia e mais recentemente em países europeus, em que estes últimos não contam mais com abundância local de combustíveis fósseis, o que os faz serem dependentes dos

hidrocarbonetos da Rússia e do Oriente Médio, o que cria muitas tensões geopolíticas com o país vizinho.

Em países como os Europeus, é mais comum haver a geração de biogás em unidades mais concentradas e por isso é mais comum nesses países o tratamento do biogás até tornar-se gás metano para injeção na rede. Ainda é possível utilizar diretamente o biogás recém gerado pela fermentação e que mesmo tendo porcentagens em torno de 30% de gás carbônico, pode sustentar a queima quando em contato com o ar atmosférico e a temperatura de chama.

Isso permite o seu uso direto como gás de cozinha, gás para aquecimento de água, saunas, estabulos, chiqueiros e galinheiros e iluminação com lamparinas.

O uso direto do biogás via a combustão direta, além de ser a forma mais simples de se utilizar o poder energético dessa fonte alternativa, empodera as mulheres que moram em comunidades rurais ao redor do globo, na medida em que, a geração de biogás, as libera da tarefa de ir coletar lenha, o que libera seu tempo, reduz a produção de fuligem na cozinha, via a substituição da queima da lenha pela do biogás, o que melhora as condições atmosféricas locais melhorando a saúde respiratória da família, reduzindo indiretamente custos de problemas de saúde decorrentes da respiração dos componentes da lenha queimada.

3.4.7.9 Uso do biogás em motores de combustão interna

Para que seja possível o uso do biogás em motores de combustão interna é essencial o tratamento do biogás de modo que este esteja livre de umidade, sulfeto, dióxido de carbono, siloxanas. O biogás, por ser formado em solução aquosa, estará saturado de umidade.

Uma vez que o biogás que se forma sai e trafega pelo tubo, se condensará, o que pode se tornar um problema já que o excesso de umidade bloqueará a passagem de gás pelo tubo de retirada do biogás do biodigestor. Além disso, quando o gás é pressurizado para o acondicionamento em butijões ou alimentação na rede de encanamento de gás, mais umidade pode se condensar além da umidade já condensada no tubo de saída e que pode mais uma vez entupir os dutos, só que com o agravante de serem tubos de gás pressurizado.

A retirada da umidade do gás pode ser feita com a passagem do biogás por um meio higroscópico, como sílica gel, sal, serragem seca, ou qualquer outro componente que “seque” a atmosfera ao seu redor, tanto via absorviva quanto adsorviva.

O sulfeto (vide Seção sobre o efluente gasoso-biogás 3.4.7.5 Retirada do sulfeto por meio do óxido de ferro) é corrosivo para ligas metálicas e contribui para a redução da vida útil do motor, como o sulfeto (S^{2-}) é altamente reativo com o óxido de ferro (Fe_2O_3), no caso o átomo de enxofre substitui o átomo de oxigênio se este entrar em contato com a ferrugem (ferro oxidado).

A maneira mais prática que é adotada na produção de biogás, é a colocação de uma esponja de aço já velha e oxidada dentro do começo do tubo de coleta do biogás, uma vez que se percebe que o biogás está com cheiro ruim, se substitui a esponja de aço.

Já a retirada do dióxido de carbono, que pode estar presente no biogás em concentrações que variam de 10 a 40 %, se constitui uma forma de aumentar o poder calorífico do mesmo, assim como melhorar sua qualidade até que o gás carbônico esteja presente em concentrações menores que 5%, até concentrações limite que tornem permitida a injeção do gás na rede, ou para a comercialização do gás embotilhado. Além disso, a retirada do CO_2 melhora a performance do biogás quando este for usado como combustível em motores, já que a presença do CO_2 reduz a quantidade por volume de calor gerado com o gás e consequentemente, reduz a quantidade colhível de trabalho fornecido pela oxidação do gás metano. Técnicas para a retirada do gás carbônico do biogás podem ser conferidas na seção 3.4.7 Efluente Gasoso.

São dois os tipos de motores, ciclo Diesel ou OTTO, que realizam a combustão da mistura ar + combustível dentro do pistão, que ao entrar em combustão libera calor, que tem sua energia aproveitada na forma de força de expansão volumétrica que movimenta pistões que geram trabalho de eixo, tanto para uso do trabalho direto como em veículos quanto para a geração de eletricidade em geradores.

Os motores de ciclo Diesel fazem a mistura ar + combustível entrar em combustão pelo efeito do aumento da pressão do próprio pistão, e não necessita do sistema de vela de ignição como os motores do ciclo OTTO, a gasolina. No Diagrama 15 a seguir, é exemplificado o balanço energético que ocorre com a energia que entra no motor na forma de combustível, cerca de 40 % no máximo será convertida em energia mecânica, sendo que sobra 60% dessa energia na forma térmica.

Diagrama 15 – Perdas totais de um motor alternativo a gás, 60 % da energia de entrada.

Fonte: TEIXEIRA; COBAS, 2004 p. 439

3.4.7.10 Adaptação de motores ciclo Otto

A conversão de motorgeradores, de ciclo de quatro tempos a gasolina, para serem coalimentados com biogás, é uma adaptação que é possível de ser feita injetando o biogás na entrada da tampa do filtro de ar, que o permite entrar no venturi do carburador e se misturar com a gasolina para redução do consumo de gasolina. Como é o caso do mestrado em andamento na universidade federal do Ceará, feito por Praciano et al. (2015), que adaptou um motor a gasolina (ciclo Otto) para o uso do biogás.

A adaptação é feita instalando um “T” com tubos de meia polegada, de modo que se tenha duas válvulas, em cada um dos dois tubos da alimentação e possa ser feita a regulação via abertura das válvulas da razão de alimentação de biogás e de ar. A imagem do esquema dessa adaptação consta na Figura 25.

Figura 25 – Esquema de adaptação feita para alimentar com biogás um motor a gasolina, inserindo o tubo de biogás junto com a entrada de ar.

Fonte: PRACIANO et al., 2015.

Singh Jatana et al., (2014) avalia o desempenho de motores, também de baixa potência (~1kW), de quatro tempos, 95 cc, em 3.000 RPM, a gasolina, em busca da maior eficiência de queima possível entre dois modos de alimentar o gás ao motor, via pré-mistura e injeção contínua. Pré-mistura significa misturar o ar tal qual foi feito pela adaptação descrita na Figura 25, e conclui que a injeção contínua faz o motor ter um desempenho melhor do que a pré-mistura, sendo a injeção contínua injetar o gás diretamente na alimentação do pistão e não premisturá-lo com o ar.

3.4.7.11 Adaptação de motores ciclo Diesel

Segundo o que consta na literatura, a adaptação de motores a diesel é mais simples e tende a ter mais durabilidade e eficiência que a adaptação de motores do ciclo OTTO, muitos estudos são feitos para saber a melhor taxa de mistura de biogás com o óleo diesel, ou tentar descobrir a melhor taxa de compressão, relatada como sendo 18 (BORA et al., 2014) em 29° antes do pistão chegar no topo.

3.4.8 Tratamento e uso do digestato, efluente líquido/sólido

Após a digestão anaeróbia, ou seja, após ocorrer a transformação de parte do carbono da matéria biodegradável alimentada ao biometanizador em gás carbônico e gás metano, há a necessidade de gerir os recursos que estão no fluxo de saída do biodigestor, tanto do lodo do fundo, em limpezas periódicas, se houver a retirada e/ou acúmulo de lodo no tanque, quanto do efluente líquido, se a saída de sólidos ocorrer junto do líquido.

Estes efluentes contêm recursos, que são micro e macro nutrientes essenciais para as plantas e algas. A fase sólida normalmente é composta por compostos orgânicos de difícil, e consequentemente lenta, degradação, que já estão em algum estágio de estabilização e permanecem na forma de suspensões coloidais. A proporção de sólidos no digestato pode variar de acordo com o modo de operação do biodigestor, se este é um leito sólido, ou se é um reator agitado e depois decantado, ou um reator de fluxo pistonado. Normalmente o digestato contém em torno 95% de água, ou seja, 5% de sólidos, este valor podendo chegar a até 10 % de sólidos.

O destino comum do efluente é ser diluído na água de irrigação e usado como fertilizante líquido e orgânico na agricultura. A aplicação irrestrita de digestato pode sobrecarregar o solo com algum nutriente, normalmente o nitrogênio ou o fósforo são os que sobrecarregam o sistema primeiro, o que limita a quantidade total de digestato possível de ser aplicado em determinada área de interesse, além disso, o transporte do digestato pode se tornar inviável dependendo do custo local de fertilizante, como superfosfatos e amônia sintética, e do combustível relacionado com a distância a ser percorrida até a aplicação em campo.

Isso cria a possibilidade de poder separar os sólidos do efluente líquido para poder tratá-los, terminando de estabilizar os componentes sólidos, reduzir o seu odor e a presença de patógenos, assim como reduzir a quantidade de água a ser transportada para fertilizar o campo.

Com o aumento do teor de sólidos que ocorre na medida em que se tem a separação da fase sólida e líquida do digestato, se realiza os processos de desaguagem de torta sólida, como o uso de filtro prensas, pátios de secagem, leitos de aeração e estabilização - o que seria uma forma de compostagem - que é outro método que pode ser usado como tratamento da fração

sólida de forma a melhorar suas características coloidais, já que depois se tornará solo negro em que retenha água e nutrientes para a lavoura.

Santi et al. (2015), depois de analisarem o digestado sólido de uma biorefinaria que biometaniza resíduos de milho em Trento na Itália, descobriu que, dos polímeros de carboidratos, o amido, juntamente com seu respectivo monômero, a glicose, praticamente desaparecem depois da biometanização. Dos outros açúcares de menos carbonos, a xilose, uma pentose (açúcar de 5 C) presente na hemicelulose - biopolímero que compõe a trama que protege a parede celular das células vegetais - é o monossacarídeo que menos é digerido.

Isso indica que o efluente da biometanização tem potencial para ainda fornecer energia para a vida do solo na medida em que, depois do digestato ter sido aplicado na superfície do solo, sejam liberados os açúcares e outros compostos da trama lignocelulósica.

3.4.8.1 Separação e concentração do digestato sólido

A seguir se discorre sobre métodos de reduzir o teor de água que existe no digestato, como forma de se ter um ou mais fluxos com teores de sólidos altos o suficiente para ser mais viável o seu transporte para lavouras mais distantes.

Rehl e Müller (2011), ao perceberem que no país deles, na Alemanha, a disseminação do uso da biometanização estava sobrecarregando certos locais do meio rural de nutrientes, fizeram um estudo das formas alternativas em se tratar o efluente, de modo que seu teor de sólidos subisse e/ou os sólidos fossem mais estabilizados, para facilitar o envio de nutrientes para lavouras em que estes eram escassos, mais longe das biorefinarias de metanização da matéria orgânica.

Dessa forma, revisaram os métodos viáveis de tratamento do digestato assim como realizaram uma avaliação do ciclo de vida de cada um dos métodos de gestão do digestato mais utilizados na Alemanha. Fizeram fluxogramas de cada um desses métodos, e especificaram as concentrações de sólidos final que cada um dos tratamentos faziam.

O Diagrama 16 que segue ajuda a exemplificar os métodos que os autores citam como as alternativas viáveis para o momento do estudo, no caso o ano de 2011, na Alemanha.

Diagrama 16 – Fluxogramas de métodos de tratamento para aplicação em campo do digestato da biometanização.

Fonte: (REHL; MÜLLER, 2011).

No estudo se constatou que a secagem via prensa esteira foi o pior método enquanto que a secagem solar se mostrou o melhor método. Com o critério de aferição composto por índices de impacto ambiental típicos de uma Avaliação do Ciclo de Vida.

Na análise de sensibilidade, que afere qual modificação de qual variável que confere os maiores incrementos, para mais ou para menos, nos fatores de impacto, se concluiu que o tratamento, a armazenagem e o transporte regional, são os elementos que mais tem sensibilidade, em ordem decrescente dos índices de impacto. Destacam que sempre é necessária uma avaliação holística de cada caso, já que descrevem que a substituição de fertilizante químico por meio do uso do digestato no campo é o fator que mais pode contribuir para a redução de emissões para a atmosfera e outros impactos ambientais, se comparados com os benefícios de impacto ambiental que a produção de biogás tem no aproveitamento do carbono e da energia da matéria orgânica (REHL; MÜLLER, 2011).

Tampio, Marttinen e Rintala (2016), também com o mesmo objetivo de reduzir os encargos energéticos de se levar os nutrientes da biometanização para a lavoura, comparam quatro caminhos diferentes de tratamento do digestato líquido de fermentação metanogênica da FORSU, por meio da combinação de três técnicas. Os autores simulam uma usina de biometanização que trate 60.000 toneladas úmidas anuais de FORSU com concentração de

sólidos no biodigestor da ordem de 15 %, com o biogás tratado em uma usina termoeleétrica anexa, que beneficie o biogás e faça um processo de geração e uso combinados de calor e eletricidade.

Todos os quatro caminhos de facilitação do uso desses nutrientes incluem algum tipo de efeito de concentração do nitrogênio e potássio presente no efluente líquido de modo que menos água seja transportada junto. Os citados quatro caminhos combinam o uso de três técnicas, depois do digestato do biometanizador ter sido centrifugado e separado de suas frações sólida e líquida. As três técnicas de concentração de nutrientes do digestato que foram combinadas entre si são:

- arraste de amônia via elevação do pH com NaOH, seguido de aquecimento da solução e a lavagem da amônia que sai no gás em solução de ácido sulfúrico.
- osmose reversa via membrana.
- evaporação mediante a prévia adição de ácido forte, no caso o ácido sulfúrico, H_2SO_4 , para redução do pH e consequente redução da evaporação de amônia, que permanece na solução de digestato líquido sendo evaporado para concentração.

Já os quatro caminhos de combinações das três técnicas do estudo foram:

- O primeiro caminho realiza apenas o arraste e lavagem de amônia.
- O segundo caminho realiza o arraste e lavagem de amônia seguido de processo de membrana de osmose reversa.
- O terceiro caminho realiza a evaporação ácida seguida de osmose reversa, com reencaminhamento do sólido da osmose de volta para o líquido sendo evaporado.
- O quarto caminho realiza todos os três processos em sequência, primeiro o arraste por evaporação de amônia e lavagem, seguido de evaporação ácida do líquido que sofreu o arraste de amônia, seguindo para a osmose reversa.

Os autores revelam que o caminho que se saiu mais eficiente em seus cálculos, para concentrar o nitrogênio para o campo, foi o terceiro, a evaporação seguida de osmose reversa. No todo, os autores afirmam que, de toda a energia produzida numa usina nas condições citadas, 10 % foi necessário para tratar o efluente da biometanização, centrifugar e separar o digestato líquido do digestato sólido e realizar o terceiro processo simulado. No todo,

somando os gastos energéticos totais (somando a eletricidade das instalações), da digestão anaeróbia em si, com a separação do líquido e do sólido por centrifugação seguido do tratamento do líquido, se consumiu 26% de toda a energia produzida pela usina, enquanto que somente os processos de digestão anaeróbia, junto com os processos de separação líquido-sólido abordados contabilizam um gasto energético de 19 % do total, que o autor compara estudos similares na literatura como sendo 17% (BERGLUND; BÖRJESSON, 2006) a 20 % (POESCHL; WARD; OWENDE, 2012b) tratando anualmente 20 – 60 kton.ano⁻¹.

Essa última informação indica que o tratamento do digestato é um processo viável na medida em que não consome mais energia do que o processo de digestão anaeróbia em si é capaz de produzir na forma de biogás.

3.4.8.2 Uso do digestato em lagoas de peixes e aquicultura

A utilização do digestato in natura, diretamente para a lagoa de peixes, é possível desde que siga as capacidades de carga orgânica como, Costa et al.(1987) relatam em uma destilaria de etanol de Paisa, em Penedo – AL. Utilizaram o efluente da fermentação alcólica digerido e não digerido em biometanizador como substrato para lagoas de criação de peixes, assim como buscaram na literatura outros rendimentos obtidos por meio dessa técnica de estimular a produção primária de lagoas de peixes como consta na Tabela 9 a seguir.

Tabela 9 – Produtividades de experimentos que usam o digestato líquido de biometanizadores para a produção de carpas

Local	Substrato/Fertilizante	Produtividade (kg/ha.ano)	Ref.
Polônia	Biodigestor (vinhaça de beterraba)	400 - 500	(³²)
Rio de Janeiro	Biodigestor (vinhoto fraco)	730 - 1500	(³³)

³² TORLONI, C. E. Resíduos orgânicos reciclados, tornam a produção de peixe mais econômica. A granja, São Paulo. 1982. p. 42 – 51

Penedo (AL)	Biodigestor (vinhaça)	2.043 - 3.285	(³⁴)
Munique	Esgoto tratado	560	(³⁵)
Berlin	Esgoto tratado c/suplementação	865 - 1.057	(³⁵)
Pentecostes (CE)	Ração balanceada (19% de proteína)	4.462	(³⁶)

Fonte: (COSTA et al., 1987)

Um dado destacado pela análise de Santi et al. (2015), que corrobora o aumento na produtividade de peixes depois que a lagoa é alimentada com o digestato da biometanização, é sobre o melhoramento da concentração protéica do digestato sólido em relação ao substrato que é alimentado ao biometanizador (% massa seca) de 125 g de proteína/kg peso seco da silagem de milho alimentada no biodigestor para 247 g/kg peso seco da fração sólida do digestato, enquanto que o teor de nitrogênio total foi de 13 g/L na silagem de milho para 14 g/L na fração sólida do digestato da biometanização.

Isso indica o potencial que o digestato da biometanização tem em alimentar peixes diretamente, ou seja, a biometanização tem a chance de tornar menos entrópico o nitrogênio presente que entra no biometanizador, criando, a partir do nitrogênio amoniacal disperso, complexas proteínas, o que reforça os resultados que Costa et al. (1987) exibem sobre o aumento da produtividade de peixes que ocorre quando efluente de biometanizadores é encaminhado para lagoas com peixes.

Em sistemas convencionais de aquicultura, os peixes acumulam em sua própria estrutura apenas de 20 a 25 % da proteína alimentada na forma de ração (BOYD; TUCKER, 1998), como será possível compreender no Diagrama 18 que segue, sendo que o restante é excretado na forma de amônia e proteína diretamente para o meio. Além disso, o consumo de água em sistemas convencionais de aquicultura, é de 2 – 10 m³.kg de peixe⁻¹ produzido. Sistemas convencionais de aquicultura, além de terem esse fator de desperdício de alimento, quando

³³ OLIVEIRA E SILVA, S. L.; COELHO, J. B.; DIAS JR., C.; PINTO, J. B.; CRISÓSTOMO, L. C. Cultivo de peixes em ambientes fertilizados com efluente de biodigestor. In: Simpósio Brasileiro de Aquaponia, 3, São Carlos. Anais..., São Carlos, Associação Brasileira de Aquaponia, 1984, pp. 165 – 185.

³⁴ COSTA, F. J. C. B.; VIANA, C. E.; SÁ, M. F. P.; SOUZA, R. G. Utilização de vinhaça biodigerida em piscicultura. 1985 (No prelo)

³⁵ MOSCOVO, C. J.; GALECIO, R. F. Reutilización de aguas residuales para piscicultura: revisión de literatura. Universidad Agraria. 1978. Lima, Peru.

³⁶ SILVA, J. W. B.; SOBRINHO, A. C.; MELO, F. R.; FILHO, F. M. B. Resultados de cultivos experimentais de carpa espelho, *Cyprinus carpio*.

vão tratar seu efluente gastam energia para nitrificar→denitrificar o nitrogênio fixo presente nos resíduos, liberando gás nitrogênio, processo muito comum também no resto da cadeia de tratamento de outros tipos efluentes líquidos como esgotos.

Isso se torna um desperdício na medida em que, na ponta oposta, existem as indústrias de fertilizantes, que gastam energia para fixar gás nitrogênio na forma de amônia (OSWALD, 1995).

Em sistemas de criação intensiva de peixes, 20 – 40 % do custo total costuma ser de ração. Ou seja, a redução do consumo de ração substituindo o consumo de ração por consumo de resíduos orgânicos e recriação de biomassa a partir desses resíduos via aquafotossínte, pode ser uma forma de contornar os custos de criação de peixes.

Um estudo de autoria de 8 pesquisadores e pesquisadoras (NEORI et al., 2004), chamou a atenção para a comunidade de aquicultura, para a criação do conceito de instalações de aquicultura autótrofas que trabalhem com os nutrientes de seus próprios resíduos e dos resíduos ao redor para alimentar ou não o processo de digestão anaerobia seguida do uso do digestato em sistemas de fotossíntese para a produção do fitoplankton que alimente o peixe num sistema peixe - fitoplankton - bivalves, ou peixe - macroalga submersa - macroalgívoros (como moluscos). Esses sistemas podem ser viáveis por se tornarem mais independentes de ração externa, aumentando os ganhos por kg de ração usada nos sistemas de criação. Ressaltam que cada tecnologia é modular e redimensionável para se acomodar a qualquer parte do processo.

Tal et al. (2009) afirmam que com o sistema de digestão do lodo da aquaponia recirculada, foi possível gerar 26 mol de metano (582,4 L se na CNTP 1 mol = 22,4 L) para cada 1000 kg cultivados de peixe da espécie *Sparus aurata* ou popularmente conhecida como dourada.

O uso do biogás gerado por meio da biometanização do lodo do tanque de peixes pode fornecer de 2 a 5 % da energia usada num sistema de aquaponia recirculada (Gebauer and Eikebrokk, 2006; Tal et al., 2009).

A seguir pode ser observado no Diagrama 18, o caminho da ração num sistema convencional de criação de peixes, no caso da espécie de bagre americano (*Ictalurus punctatus*).

Diagrama 18 – Caminho da ração de um sistema convencional de criação de bagre americano.
 Fonte: Adaptado de Boyd e Tucker (1998 p. 544).

Estimular a produtividade primária desse fitoplankton ou macrófitas comestíveis como a lemna, tornando-os os atores centrais e limitantes do sistema, na medida em que se tornam os provedores de ração, é a possibilidade que se vê oculta no Diagrama 18. De modo que se substitua a necessidade de ração, ao mesmo tempo que consiga tratar a água do sistema de criação de peixes, e assim, aumentar a taxa de reciclo até o ponto ideal de reciclo total e apenas a reposição das águas perdidas por: evaporação, na saída de água contida no lodo maturado e da água contida na colheita dos alimentos. Caminhando em direção ao conceito de aquicultura integrada ao meio (SHNEL et al., 2002; NEORI et al., 2004), esse tipo de postura pode ajudar a reduzir o consumo de peixe e frutos do mar de fontes selvagens, colhidos diretamente do oceano, mitigando extinções (MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA et al., 2015).

Um exemplo de sintropia entre o cultivo intensivo e o cultivo extensivo de peixes, é o que Gál et al. (2010) relatam em um experimento de criação mista, com gaiolas (intensivas) e

peixes soltos no corpo d'água (extensiva) dentro de uma lagoa, em que foram postas gaiolas de 10 m³ em cada um dos 3 lagos de 310 m² e 1m de profundidade para a criação intensiva (com alimentação vinda de fora) de bagre africano, enquanto que tilápia e carpa comum foram deixadas crescer sem alimentação externa e soltas, no resto do volume do lago. Essa produção combinada resultou em um aumento na utilização de proteína da ordem de 26%, que em valores específicos representam um aumento da produção de peixe de 1 t/ha em lagos comuns de criação extensiva, para 20 t/ha com a criação combinada intensiva/extensiva. A porcentagem de utilização da proteína da alimentação pode crescer para até 40% quando estimulada a produção de perifito, por meio do aumento de área superficial da lagoa irradiada com luz solar.

Isso pode ser feito com o cultivo de macrófitas, em que a raiz delas atue como superfície para a multiplicação da comunidade de perifito, ou até com a adição de resíduos plásticos, ou rochas de pequena dimensão ao longo da lagoa como forma de criar área de superfície de aderência. Outro exemplo de sintropia é o do povo chinês, Tulbure (2010) cita que é tradicional na China a criação de 5 espécies de carpa num mesmo tanque para um melhor aproveitamento dos diferentes substratos disponíveis.

Perifito é uma comunidade sintrópica de microorganismos autotrófos como microalgas e cianobactérias, que cresce aderido às superfícies dentro dos corpos d'água, junto de microorganismos heterotrófos, fungos e protozoários. Pequenos animais, como insetos, moluscos, nematodos e anélídeos começam a frequentar esse musgo aderido e tudo isso, o perifito e esses pequenos animais, servem de alimento para os peixes do lago, o que aumenta a taxa de utilização de nutrientes, na medida em que se fecha ciclos dentro da lagoa e da lavoura (se o líquido com algas for usado para a irrigação) e reduz a concentração de nutrientes no efluente de saída do todo do sistema antrópico (a propriedade) que é a água que infiltra pelo solo e/ou que escorre superficialmente, até o oceano.

Brummett (1999), realizou trabalho de campo como forma de dar subsídios para agricultores em Malawi, o que procurou foi elaborar um método para aumentar a taxa de adoção do uso da aquacultura integrada à lavoura, como forma de aumentar o rendimento dos pequenos produtores rurais na África subsaariana. Por meio dos aconselhamentos de criação de lagoas com duas espécies de tilápia na parte mais baixa do terreno e que acumula os nutrientes que escorrem do resto da lavoura, com horta em volta da lagoa, aproveitando a proximidade com a água para a irrigação das verduras e estimulando o retorno da biomassa da lavoura para os peixes da lagoa, relata que a produção integrada de horta-vegetais em volta da lagoa junto com a renda dos peixes, rende mais do que a produção da lavoura de milho já

tradicionalmente presente, com diferenças de rendimento por área da ordem de US\$ 14 por 100 m² contra apenas US\$1 por 100m² para a lavoura de milho.

Cita também dados de Berg et al. (1996 apud BRUMMETT, 1999) sobre criação de peixes em gaiola convencional para dar exemplo dos resultados que consegue ter com o trabalho de campo feito em Malawi. Para suportar 1 m² de criação de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em gaiola é necessário:

- 21,000 m² de oceano para ser cultivado a porção oceânica da ração dos peixes
- 420 m² de lavouras para se cultivar grãos para serem incluídos na ração dos peixes
- 60 m² de área de fotossíntese para produzir o oxigênio gerado
- 115 m² de comunidade bentônica para a absorção do fósforo residual

21,700 m² totais de área equivalente consumida (se produz 125 kg de peixe com rendimento de 6 g de peixe por m² de área consumida).

Enquanto que para se cultivar 1 m² de tilápia alimentada com reciclo de resíduos são necessários:

- 0.9 m² de comunidade bentônica adicional para a assimilação de fósforo
- 0.9 m² de plantas verdes para se produzir o oxigênio necessário

1.8m² totais de área equivalente consumida (se produz 0.5 kg de peixe com rendimento de 278 g de peixe por m² de área consumida).

3.4.8.3 Algicultura e cultura de macrófitas aquáticas

A cultura de macroalgas, microalgas e de macrófitas é um caminho aquático possível para o tratamento do digestato, enquanto absorve energia do sol via o uso de organismos aquáticos que executam a fotossíntese, flutuando ou suspensos. Ao mesmo tempo que consomem DQO via ação solar e criam mais biomassa na forma de DBO, e que pode ser facilmente colhida, no caso de macrófitas, ou retiradas com um pano, no caso de microalgas (DE LA NOUE; DE PAUW, 1988), como as do gênero *Spirulina* e *Arthrospira* (HABIB et al., 2008), enquanto que a superfície da água quando está coberta de macrófitas evapora menos água do que quando está exposta (SKILLICORN; SPIRA; JOURNEY, 1993).

As bacias rasas para a cultura de alga ou macrófita podem ser feitas de qualquer material que contenha a água e crie um espelho d'água que tenha incidência de luz solar, como jarros

de barro (HABIB et al., 2008). Normalmente, em grande escala, são feitas por meio da construção de bacias impermeáveis com alguma manta, lona, combinado ou não com alvenaria, ou feito diretamente no chão batido e cheias com água, normalmente não mais fundo que 40 cm, sendo que o ótimo modelado por Jayaraman e Rhinehart (2015) foi 15 cm com um tempo de colheita da ordem de 4,70 dias, enquanto que o tempo de residência hidráulico mais reportado na literatura é de 15 dias (VALDERRAMA et al., 2002; EL-SHAFAI et al., 2007), enquanto que para criações em batelada de espirulina em potes o tempo para a maturação é de 3 a 4 dias, sendo necessário a agitação de 3 a 4 vezes ao dia.

O formato dos tanques de cultivo de microalgas costuma ser em forma de circuito, com pás giratórias presas em um rotor na posição horizontal, que gira acoplado a um motor, e que impele o líquido em um fluxo circular em volta do tanque ou é feita a recirculação com bombas em vários tanques retangulares arredondados, com uma haleta no meio, ou se usam haletas para direcionar o fluxo dentro de uma bacia quadrada em forma de caminhos em zigue-zague.

Existe um estudo pioneiro que busca criar um ambiente fechado para a criação de microalgas, trata diretamente o esgoto doméstico ao invés do digestato da bimetanização, situado em ambiente desértico com biodigestores de película plástica transparente em forma de bolsa. É o que Henkanatte-Gedera et al. (2015) fazem em escala piloto criando algas da espécie *Galdieria sulphuraria*, espécie que consegue digerir uma ampla gama de substratos e ao mesmo tempo realiza fotossíntese quando há a presença de luz, é uma espécie acidófila que a partir da quebra dos compostos que produz por si mesma e presentes no esgoto, reduz o pH do meio para 1-4 e inativa as outras espécies de microorganismos presentes no substrato, que no experimento eram, esgoto, lodo primário e lodo secundário. Os reatores foram construídos de bolsa de plástico transparente, a lâmina d'água tem apenas 15 cm, e a bolsa evita perda de água por evaporação e deixa a luz entrar para esquentar o sistema e ao mesmo tempo alimenta o sistema de tratamento tornando-o mixotrófico.

Isso significa que ocorre simultânea produção de biomassa e oxigênio por essa espécie e consumo de oxigênio e produção de biomassa, o que reduz a necessidade de gasto energético com a injeção de oxigênio para tratar a água residuária, a seguir se observa os principais resultados desse estudo na Figura 26.

Figura 26 – Fotografia exibindo o experimento e gráfico mostrando a taxa de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (verde), fosfatos (vermelho) e nitrogênio amoniacal (azul).

Fonte: (HENKANATTE-GEDERA et al., 2015).

Há outros estudos feitos para avaliar o uso do cultivo de alga como meio de tratar água e/ou gerar energia alternativa e biocombustíveis, (SINGH; OLSEN, 2011; LEITE; ABDELAZIZ; HALLENBECK, 2013; SPERANZA; INGRAM; LEEKE, 2015; WIRTH et al., 2015), tanto via a extração de biodiesel do óleo das algas e até uso do resíduo do processo de extração de óleo de algas seguido de biometanização (KOLESÁROVÁ et al., 2011; SINGH; OLSEN, 2011). É acreditado que o cultivo de alga como forma de produção de combustível alternativo só se torna vantajoso quando feita com o substrato dos resíduos biodegradáveis, ou seja, com o duplo propósito de tratar efluentes de origem biodegradável, orgânicos marginais (SHILTON; GUIEYSSE, 2010), e gerar energia alternativa (OSWALD et al., 1953a, 1953b; MA; HANNA, 1999; ZIMMO; VAN DER STEEN; GIJZEN, 2004; ABOU-SHANAB et al., 2013; SELVARATNAM et al., 2014).

Assim como toda a fotossíntese, a matéria orgânica se cria a partir da energia do sol, nutrientes, água e gás carbônico. Isso se dá a partir da matéria orgânica residual dissolvida na água e que pode já ter sido digerida pelos microorganismos anaeróbios no processo de produção de biogás. Normalmente essa matéria orgânica já está em formas difíceis de serem digeridas pelos microorganismos anaeróbios, assim como ainda há no lodo anaeróbio uma grande quantidade de microorganismos que podem causar doenças, como coliformes, principalmente quando o substrato deste lodo é o esgoto domiciliar, ou mais especificamente as fezes.

Na parte relacionada com a demanda de novas áreas agricultáveis, é possível citar que o uso do digestato líquido da biometanização pode abrir novas fronteiras para além das áreas agricultáveis próximas ao local de biometanização, que podem ao longo do tempo ficar saturadas de nitrogênio, tornando viável o cultivo de algas e macrófitas intensificado em uma

área 33 vezes menor. É o que Xia e Murphy (2016) apontam, que para tratar o efluente de uma usina de biogás de 2-MW_e de potência que gere 41.200 toneladas anuais de digestato líquido, supondo que a concentração total de nitrogênio do digestato seja de 1.500 mg.l⁻¹ e que a quantidade total de nitrogênio total possível de ser aplicada na lavoura seja de 170 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹.

Anualmente a usina recebe 46.000 toneladas de biomassa (peso úmido) e gera 41.200 toneladas de digestato líquido e 10.400 toneladas de digestato sólido. Assumindo que 90% do nitrogênio seja convertido em biomassa, 14,6 kg SV poderiam entrão ser produzidos com 1 m³ de efluente líquido. Enquanto isso o fornecimento de CO₂ para o incremento da fotossíntese dessa criação de algas, vem do tratamento do biogás que demanda apenas 11% de todo o gás carbônico que é gerado nos 10.160.000 m³ de biogás gerados anualmente, que teriam 40% de CO₂ o que supriria 4.064.000 m³ de CO₂ anuais. Supondo que o rendimento de tanques de alga circulares seria da ordem de 15 g de Sólidos Voláteis (SV)/m²/d ou 55 t SV/ha/a, a quantidade de área necessária para tratar todo esse efluente líquido de 41.200 toneladas anuais seria de 11 ha em comparação com 364 ha que seriam necessários para dispor na agricultura essa mesma quantidade de elfuente líquido.

Abaixo consta a equação de perda de carga em curvas de 180° em tanques de circuito – conduto aberto, feitas para conseguir calcular a quantidade de energia que será necessária usar com métodos de impelir a água a se movimentar (GREEN; LUNDQUIST; OSWALD, 1995)

$$h_k = \frac{K v^2}{2g}$$

Em que,

h_k = perda de carga de energia cinética em metros;

v = velocidade superficial média em m.s⁻¹

g = aceleração da gravidade, 9,81 m.s⁻²; e,

K = Coeficiente de perda cinética para curvas de 180° (teoricamente igual a 2)

Ao longo do caminho das bacias de algas e macrófitas, é possível utilizar a equação de manning para perda de carga fricçional em canais abertos (GREEN; LUNDQUIST; OSWALD, 1995):

$$h_L = \frac{v^2 n^2 L}{R^{4/3}}$$

Em que,

h_L = perda de carga de energia cinética em metros;

v = velocidade superficial média em m.s^{-1}

n = fator de rugosidade de manning

R = raio hidráulico do canal (área de secção transversal do perímetro molhado)

L = comprimento do canal em metros

Para isso se promove a recirculação da água continuamente por alguma estrutura que permita o crescimento de micro- ou macroalgas, ou macrófitas, que reterão material particulado, hospedarão em suas raízes e superfícies, um biofilme que também atuará na depuração da água além das plantas. Com a colheita periódica de todo esse material que cresce nesses tanques de recirculação, se retiram os nutrientes e matéria orgânica que estariam se acumulando na água.

Na Figura 27 é possível ver um sistema doméstico de tratamento de água de um aquário por meio de uma bomba sopradora de ar, que já estaria sendo usada neste. Esta é posta para soprar ar dentro de um tubo na posição vertical que provoca o movimento ascensional da água, tirando a água do fundo do aquário e enviando para a bacia de fotossíntese. O fundo do aquário conta com um leito de pedras porosas para hospedar um biofilme de microorganismos para ajudar no tratamento fazendo aderir partículas e transformando amônia em nitrito, nitrato e gás nitrogênio.

A água ascende com as bolhas e então cai numa bacia contendo macroalgas aderidas a pedras ou uma tela. Logo acima do nível da água dessa bacia, há placas de LED intercalando as cores azul e vermelho (espectro de absorção da fotossíntese) que estimulam o crescimento de uma turfa de macro ou microalgas.

Figura 27 – Uso de macroalgas para o condicionamento de água dos aquários.
Fonte: ADEY; LOVELAND, 2007

Como alternativa para incrementar o sistema integrado de saneamento com a proposta de se ter sistemas de algicultura e cultura de macrófitas aquáticas, pode ser usado o efluente doméstico das águas de lavagem (água cinza) depois passar por uma bacia de infiltração para permitir um tempo maior de residência de sólidos e para eliminar um pouco a turbidez e permitir uma melhor absorção de luz pelas algas, em seguida, o efluente da bacia de infiltração pode entrar no tanque de algas e macrófitas, onde também ocorre o encontro desse efluente da bacia de infiltração com o recirculado da lagoa anaeróbia (efluente da biometanização) juntamente com os nutrientes necessários, para se criar, com a luz solar, biomassa com esses nutrientes, num meio em que busca ter razões de elementos 10N:5Si:1P, para estimular o desenvolvimento de diatomáceas (HUSSENOT; LEFEBVRE; BROSSARD, 1998; HUSSENOT, 2003). A fonte de N pode ser urina humana nitrificada (FENG; WU; WANG, 2007), assim como ser adicionado farinha de ossos para os elementos Ca e P, e cinzas para Si Ca Al Fe e K, juntamente com a injeção de gás carbônico do tratamento do biogás e do gás de escape do sistema de separação do gás carbônico do biogás.

Com isso, parte do fluxo do tanque de algas, pode ser enviado para um tanque de macrófitas, e/ou serem colhidas via decantadores e/ou centrífugas. No tanque de macrófitas pode haver peixes como a tilápia que filtra as microalgas e come o zooplankton que se desenvolverá. As macrófitas podem ser diretamente colhidas e tratadas para a digestão anaeróbia ou alimentação animal e uso do esterco animal subsequente na digestão anaeróbia

(CHANAKYA; ASTRA; AREAS, 1993), as algas e fezes decantadas podem ser enviadas ao tanque de peixes como ração ou ir para a digestão anaeróbia, o Diagrama 19 mostra um fluxograma proposto, como forma de se criar sistemas de biometanização acoplados com o beneficiamento do digestato via criação e separação de microalgas (MIRZOYAN; TAL; GROSS, 2010; COLLET et al., 2011).

Diagrama 19 – Avaliação do ciclo de vida feita por grupo de pesquisa francês para a produção de 100 ha de alga em lagos do tipo circuito acoplada a produção de biogás, os autores exibem os valores dos fluxos calculados a partir das proposições feitas em estudo.
Fonte: (COLLET et al., 2011).

3.5 Sistema Avançado de Lagoas Integradas (AWIPS)

O uso de lagoas facultativas como opção para tratar efluentes líquidos como o esgoto e o efluente de certas indústrias é uma prática conhecida desde muito tempo. A idéia principal é ter um corpo d'água que tenha um tamanho suficientemente grande, e consequentemente volume, para que a velocidade de fluxo linear ocasionada pela entrada de efluente seja pequena o suficiente se comparada com a velocidade de decantação dos sólidos suspensos, que torna o tempo de detenção hídrica menor em relação ao tempo de detenção de sólidos.

Normalmente se utiliza um arranjo de lagoas ou lagos onde, normalmente o primeiro deles é fundo o suficiente para ter uma zona anaróbia no fundo, para os sólidos decantarem nele, e permanecerem por um tempo mais longo que o tempo que o líquido demora para passar deste a entrada da lagoa até a saída, essa é a lagoa facultativa, já que há a criação de um ambiente aeróbio, com produção de gás oxigênio durante o dia nas primeiras dezenas de centímetros da superfície e um ambiente anaeróbio, depois da oxipausa, já no fundo da lagoa.

É possível ser feita a aeração na superfície da lagoa, para estimular o consumo de ácidos graxos voláteis e o restante da DBO de modo a se tratar o efluente e reduzir a ocorrência de odores, que podem ocorrer quando a taxa de carregamento é maior do que a capacidade que a lagoa tem em consumir DBO, além disso a aeração superficial ou qualquer outro método de se inserir gás oxigênio dissolvido ajuda a criar flocos de microorganismos que decantam e adsorvem partículas no trajeto, ajudando a reter os sólidos suspensos do efluente.

Esse arranjo de lagoas tem diferentes profundidades e relações de comprimento/largura, de modo que se estimule o consumo de DBO contida no efluente, pelos microorganismos e organismos desses corpos hídricos.

Com isso, surge na Califórnia nos anos 60 uma adaptação da idéia de se combinar lagoas de tratamento de efluente e seus fluxos internos, de forma a se obter vantagens com diferentes formatos de tanques. Essa inovação é ilustrada na Figura 28 a seguir e descrita no próximo parágrafo e que será o ponto principal para a elaboração do projeto de uma central de digestão de resíduos orgânicos.

Lagoas de tratamento integrado

1. Gradeamento e caixa de areia	8. Misturador de pás	15. Transferência pela superfície
2. Distribuidor	9. Lagoa de algas de alta taxa	16. Lagoa de maturação
3. Compartimentos de fermentação	10. Transferência pela superfície	17. Transferência à média profundidade
4. Utilização de Metano	11. Compartimento de retenção de alga	18. Reúso da água
5. Lagoa facultativa avançada	12. Lagoa de decantação de algas	19. Aeração suplementar
6. Retorno de água oxigenada	13. Retorno da alga decantada	
7. Transferência à média profundidade	14. Utilização da alga	

Figura 28 – Sistema de tratamento de lagoas integradas criado por Oswald e colaboradores na Califórnia, em Berkley.

Fonte: (GREEN et al., 1996)

Na Figura 28, o efluente depois de passar pelo tratamento preliminar de gradeamento e caixa de areia (1), entra no fundo das valas (3) da lagoa facultativa (5), por meio dos distribuidores (2).

Figura 29 – Corte longitudinal da lagoa facultativa (5) presente na Figura 28.

Fonte: (GREEN et al., 1996)

No fundo da lagoa facultativa, as frações de matéria orgânica do efluente vão sendo digeridas anaerobicamente sendo transformadas em biogás e sobem em fluxo ascensional, até as cúpulas de coleta do biogás (4) e restando apenas nutrientes e partículas inorgânicas que vão subindo com a água, passam pela depressão secundária (vide Figura 29) até serem succionadas pelos tubos a média profundidade (7) que succionam esse fluido rico em CO₂ e nutrientes da lagoa facultativa (5) para a lagoa de algas de alta taxa (9), tanque de baixa profundidade, de cerca de 30 – 40 cm, onde os nutrientes e gás carbônico dissolvidos na água serão convertidos em biomassa enquanto que os coliformes fecais sofrerão competição e interferência dos raios UV e do excesso de produção de oxigênio pelas algas, todos fatores que estimulam a redução do número de coliformes totais no efluente.

Essa produção de oxigênio dissolvido pelas microalgas da lagoa de algas (9) será duplamente aproveitado quando o seu líquido ser recirculado ao longo do dia, promovendo o aumento dos níveis de oxigênio dissolvido da superfície da lagoa facultativa (5), e também com o aporte de alga decantada na lagoa de decantação (12) voltar para ser misturado com o esgoto no fundo da lagoa facultativa (5), enquanto que a outra parte das algas adensadas são retiradas do sistema como forma de promover a retirada de biomassa e nutrientes do sistema. O líquido decantado de algas ainda segue (15) para uma lagoa de maturação (16) que pode ter a ocorrência de animais como peixes e voltar a integrar um recurso hídrico.

Estimular a digestão anaeróbia do efluente que decanta dentro do próprio lago é uma solução que reduz a necessidade de se ter tanques específicos para realizar a biometanização. Os autores (GREEN et al., 1996) citam que o desenvolvimento desse sistema reduz a necessidade de retirada periódica de lodo para um horizonte de tempo de 27 anos, o que é um tempo muito longo e que reduz os gastos com a drenagem do lodo, assim como deixa o mesmo maturado e curado com poucas chances de exceder a contagem de coliformes fecais. A taxa de consumo de DBO relatada é de 60 – 80 % na lagoa facultativa, uma taxa de produção de gás oxigênio na lagoa de algas da ordem de 45.360 – 136.070 mg de O₂ por metro quadrado. Os autores ressaltam que quando algum líquido sofre o aumento de pH para o valor de pelo menos 9,2 durante 24 horas promove a desinfecção de 100 % de *E. coli*, tal qual acontece com o líquido, quando passa pela lagoa de criação de algas.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

A seguir será apresentado o projeto de uma planta de tratamento de resíduos orgânicos e efluentes, composta pelos barrís de hidrólise de resíduos sólidos, lagoa facultativa, bacia de algas e macrófitas e tratamento e armazenamento de biogás. O Diagrama 20 a seguir mostra os fluxos do sistema proposto.

Diagrama 20 – Fluxograma do sistema proposto de gestão dos resíduos orgânicos de uma propriedade

Essa é uma proposta para gerir os resíduos de uma propriedade rural ou periurbana, e que possam ser integrados ao ambiente. O efluente doméstico, o esgoto passa por uma caixa de areia e gordura para o pré tratamento do efluente antes de entrar no fundo anaeróbico da lagoa facultativa, e daí ter a sua fração de carbono volátil se transformar em gás metano e gás carbônico e sair do fundo na forma de biogás, o líquido continua para a superfície da lagoa, em que há o contato da luz solar e os fluídos são recirculados circadianamente em uma bacia de algas e macrófitas, que realiza a produção de oxigênio dissolvido para estimular a respiração aeróbia ao retornar para a superfície da lagoa, e retirar nutrientes na medida em que tem suas macrófitas colhidas da bacia.

É possível observar a vista superior da planta proposta de tratamento integrado de efluentes e resíduos sólidos orgânicos na Figura 30 que segue

Figura 30 – Vista superior de toda a planta de beneficiamento integrado de resíduos orgânicos, a ser explicada mais detalhadamente adiante.

4.1 Pré caixa de areia e gordura

Antes dos efluentes líquidos (esgoto e líquido da pecuária, chiqueiros, estábulos, etc.) e do líquido da hidrólise dos resíduos sólidos, serem alimentados para o fundo da lagoa facultativa, é necessário que o efluente passe por uma caixa d'água, que faça o papel integrado de caixa de inspeção, caixa de gordura e caixa de areia, ao mesmo tempo em que permita a retirada de objetos que possam ter descido com a descarga de água da bacia sanitária.

Dentro dessa caixa d'água , a cerca de 25 cm do duto de saída para a lagoa facultativa, é posta uma haleta para que sirva de retentora das gorduras e óleos, que se acumularão na superfície.

Consiste em uma caixa d'água de 500 litros feita de fibra de vidro acondicionada enterrada no solo, e que permanece tampada. As entradas de efluentes estão na metade da altura da caixa, na mesma altura que a haleta de separação das gorduras, de tubos de quatro polegadas, com curvas na tubulação de entrada no tanque de modo que estimulem o fluxo circular dos líquidos na câmara anterior de acumulação das gorduras.

A seguir é possível observar na Figura 31 e Figura 32 os detalhes da caixa de areia e gordura.

Figura 31 – Vista superior da précaixa de areia e de acúmulo de gordura para reter ambos, antes do efluente chegar no fundo e no centro da lagoa facultativa. Existe uma haleta posicionada cerca de 25 cm antes da saída.

Periódicamente a espuma acumulada na superfície pode ser hidrolizada com o preparo de uma solução de cinzas e um pouco de urina dissolvidas em água aquecida e despejada de preferência com um aspersor como os usados nos bicos de regadores, sobre toda a espuma flutuante para que estes triglicerídeos apolares se tornem ácidos carboxílicos polares, e portanto solúveis no líquido do efluente e assim sejam carregados com o fluxo de líquido para servir de substrato no fundo da lagoa facultativa e impeçam a ocorrência de obstruções dos tubos. Em seguida na Figura 32 é possível observar em corte longitudinal a caixa.

Figura 32 – Visão em corte longitudinal da précaixa de areia e gordura que recebe os efluentes líquidos.

4.2 Biometanizador submerso em lagoa facultativa

Esse projeto busca levar adiante os conhecimentos de integração de lagoas de tratamento de águas residuárias desenvolvido nos anos 60 em Berkley na Califórnia por Oswald, seu aluno e colaborador, Tryg Lundquist, e outros colaboradores (OSWALD; GOLUEKE, 1966; DUGAN; GOLUEKE; OSWALD, 1972; OSWALD et al., 1985; OSWALD; ASCE, 1990; GREEN et al., 1995; OSWALD, 2003). A aplicação das idéias desses pesquisadores é discutida na secção 3.5, na p. 152 sobre os Sistemas Avançados de Lagoas Integradas (AWIPS, a sigla em inglês).

Com esse embasamento teórico, se propõe o projeto de uma lagoa facultativa de menor dimensão que as lagoas normalmente vistas na literatura. Para tal, se projetou uma lagoa facultativa em formato circular de 10 metros de diâmetro que consiga tratar os efluentes líquidos (águas residuárias), e parte dos resíduos vegetais de uma propriedade rural ou peri-urbana. É uma estrutura cavada no solo e coberta com uma lona de 12 por 12 metros de polietileno de 300 micras para torná-la impermeável.

A profundidade mais funda da lagoa no círculo em seu centro é de 1,45 metros, faz uma base circular plana de 1,56 metros de diâmetro para acomodar uma caixa d'água de 2000 litros feita de fibra de vidro, é possível haver a substituição dessa caixa d'água por um fosso fundo, > 3m de profundidade, feito em anéis de concreto de cerca de 1,45 m e que fique situado no lugar da caixa d'água de 2000 litros, podendo ter sua profundidade aumentada de forma a aumentar o volume do reator de metanogênese e consequentemente, a capacidade de tratamento da lagoa. Este será o primeiro compartimento que receberá os líquidos da pré-

caixa de areia e gordura, e servirá de compartimento de acidogênese e acetogênese no fundo da lagoa (vide Figura 33).

Uma lona, também de polietileno, redonda, fica esticada dentro da água a meia altura e faz a separação da lagoa em dois ambientes, um anaeróbio no fundo e outro aeróbio na superfície, de modo que esta deixe uma fresta no formato de coroa que permita que o líquido do fundo anaeróbio saia, assim como voltem flocos de microorganismos, algas, fungos, fezes de peixes e matéria orgânica que caiu na lagoa como folhas que voam ao vento e poeira. A Tabela 10 a seguir descreve as dimensões dos sistemas.

Tabela 10 – Descrição das dimensões das estruturas que compõem o sistema de beneficiamento e reaproveitamento bioenergético de resíduos orgânicos

Parâmetro	Valor	Unidade	Parâmetro	Valor	Unidade
Diâmetro	10,00	m	<i>Volume discriminado</i>		
Raio	5,00	m	Cilindro total	109,562	m ³
Raio I (alto)	4,91	m	1ª Rampa	27,860	m ³
Raio II (baixo)	4,60		2ª Rampa	3,489	m ³
Área (alto)	75,77	m ²	Toro retângular	17,460	m ³
Área (baixo)	66,45	m ²	Hidrólise/Ac.	2,059	m ³
Profundidade (alto)	1,45	m	Biodigestor	14,916	m ³
Profundidade (baixo)	1,27	m	Sistema anaróbio	16,975	m ³
Δ Nível (100 mm máx)	0,17	m	Sistema aeróbio	43,779	m ³
Précaixa gordura/areia	0,50	m ³	Volume total	60,753	m ³
Área telhado galpão	43,59	m ²	Área bacia de algas	29,50	m ²
Área Terreno total	294	m ²	Volume bacia de algas	7,909	m ³

Figura 33 – Dimensões e descrição de componentes presentes na lagoa facultativa. Os tempos de detenção hidráulica do primeiro e segundo compartimento anaeróbio são de 2,6 e 18,9 dias, respectivamente, para os fluxos calculados no balanço de água.

É possível ver a serpentina do sistema de aquecimento do reator de acidogênese na Figura 33, se conjectura que qualquer quantidade de calor a mais que faça a temperatura do sistema anaeróbio se aproximar de 36°C servirá para aumentar a performance e rapidez de transformação do carbono na matéria orgânica dissolvida em biogás, não devendo passar dos 36°C e não devendo elevar a temperatura mais rapidamente que 1°C/dia, as fontes desse calor são o calor coletado com os tubos de polietileno de alta densidade em forma de espiral circular postos no telhado do galpão integrado de hidrólise de sólidos e tratamento de biogás, o calor do condensador de fluido refrigerante que já estará situado dentro da caixa de isopor que servirá de acumulador de calor, assim como o calor do aquecedor a biogás que servirá de fornecedor de calor nos momentos sem energia solar e sem a operação do compressor do refrigerador.

Outro ponto que é possível ver na Figura 33 e Figura 34 é a saída da recirculação de biogás, que é realimentado ao sistema como forma de permitir que os microorganismos da segunda câmara de biodigestão entrem em contato com ácidos voláteis, gás hidrogênio e sulfetos que possam ter sido gerados no primeiro compartimento e terem saído na coleta de biogás, papel que também é desempenhado pela recirculação anaeróbia líquida, que opera permanentemente a baixa vazão, cerca de 1m³ por hora, sugando o líquido do reator interno e reinjetando no espaço anaeróbio externo, o que criará um tempo de residência de cerca de 14 – 16 horas para o espaço externo, ao redor da caixa d'água de 2000 l.

Contudo a idéia da recirculação de biogás não é tê-la permanente, e sim que ocorra a operação do compressor de gás apenas alguns minutos por hora e apenas nas horas em que seja dia e com o sol a pino, pois a noite os níveis de gás carbônico da água da superfície aeróbia sobem, e isso reduz a quantidade de gás carbônico que pode ser absorvido pelo líquido da superfície durante o borbulhamento do biogás pelo tubo/coluna de sustentação da lona de coleta e dos “bubble caps” de tratamento passivo do biogás.

Figura 34 – Visão superior da proposta de lagoa facultativa sem os componentes superiores, há a pré caixa na parte inferior esquerda, a caixa de bombas na parte inferior central, a edificação de hidrólise, armazenagem e tratamento de biogás na parte inferior direita com a visão do telhado contendo as serpentina de aquecimento e as duas placas fotovoltaicas, e a bacia de algas e macrófitas na parte superior direita.

É possível descrever as fases da biometanização que tenderão a ocorrer no fundo da lagoa por meio da próxima Figura 35, em que consta a descrição do fluxo geral de sólidos induzidos pelo movimento circular de líquido provocado pelas recirculações anaeróbias e aeróbias, nessa próxima figura também é possível ver ambos os caminhos do líquido (seta azul) e dos flocos sólidos (seta preta) que são conjecturados de acontecer. As setas vermelha e azul que andam juntas são a serpentina de aquecimento do primeiro compartimento interno de biometanização e utilizam calor solar, calor de um boiler a gás operando com o próprio biogás gerado, e utilizando o calor residual do sistema de refrigeração para a lavagem fria do biogás.

Figura 35 – Descrição dos fluxos criados dentro da lagoa facultativa, assim como as fases da biometanização.

Na Figura 35 se descreve a recirculação de líquido do sistema anaeróbico e do sistema aeróbico na parte superior da lagoa. A intenção da recirculação permanente de líquido do meio aeróbico na superfície é promover a ação dos microorganismos heterotrófos, respiradores de gás oxigênio dissolvido, e que portanto se multipliquem em demasia, e com isso criem flocos tal qual no método dos lodos ativados usados nos tratamentos de esgotos, dessa forma os flocos formados decantarão e entrarão no ambiente anaeróbico para serem fermentados e se transformar em biogás.

As cores, do marrom do fundo até o verde na superfície, do líquido buscam descrever o potencial redox que da água, de potencial redutor dentro da câmara biometanizadora representado por tons de verde mais amarelado para tons mais claros próximo a superfície que representam o potencial oxidativo.

A alimentação da lagoa é feita dentro da caixa de fibra de vidro, e se instala um tubo no centro de PVC ou PEAD para suportar a lona redonda (feita a partir de uma lona quadrada de 6 m x 6 m recortada, onde é feita a instalação dos ilhoses para a amarração das cordas nos tocos fincados no solo ao redor da lagoa, 8 no total, e nos respectivos pesos de liga de aço com níquel, submersos que segurarão a lona esticada e ajudarão a liberar ferro e níquel para o sistema de fermentação).

Como descrito Figura 36 a seguir, na parte mais alta da lona de coleta, é para onde segue o biogás ascendente situado dentro do fundo anaeróbico, passa pelos orifícios superiores da coluna de sustentação da lona de coleta de biogás e sai do meio anaeróbico por uma placa contendo ‘bubble caps’, algo que seria em português tampas de borbulhamento, um sistema

que é feito em uma placa dentro da coluna de suporte posicionada na altura em que está a lona de separação. Essa placa posta dentro da coluna receberá o biogás que se acumula abaixo dela e permitirá passar apenas o biogás para cima, quando este se acumula em quantidade suficiente que consiga vencer o peso da tampa, o líquido da parte anaeróbia não flui junto para a parte aeróbia.

Esse sistema busca usar o princípio desenvolvido por (GREEN; LUNDQUIST; OSWALD, 1995) que pode ser conferido na secção 3.4.7.7 Borbulhamento do biogás em água aeróbia na p. 129.

Figura 36 – Descrição do sistema de borbulhamento e beneficiamento natural de biogás.

A visão superior da lagoa na Figura 34, permitirá ser observado que a recirculação de fluídos de ambos os lados (o fundo e a superfície) da lagoa busca promover o fluxo circular da água, como forma de criar corrente que agite a água com turbulência que estimule a formação de grânulos de microorganismos e que decantem. A seguir, na Figura 37, é possível conferir o processo de decantação passiva dos sólidos que o desenho da lagoa, juntamente com o uso da lona de separação entre dois ambientes anaeróbio e aeróbio buscam promover.

Figura 37 – Descrição do posicionamento da gaiola de peixes e decantação de sólidos da parte aeróbia para a parte anaeróbia.

A seguir é possível contemplar a visão superior da lagoa na Figura 38 contendo todos os componentes da superfície e que conta com uma explicação das relações entre as estruturas da lagoa e da bacia de fotossíntese. É possível também ver nessa figura que o fluxo em forma circular estimulará a filtração do líquido na superfície por meio da passagem do líquido pelas raízes dos aguapés, a bomba de recirculação da parte aeróbia fica dentro de um tubo de modo que apenas o líquido que esteja próximo a superfície tenha passagem para dentro do tubo para ser succionado pela bomba, em que parte desse fluxo irá para a bacia de fotossíntese durante o dia, outra parte recircula de volta para a lagoa, e outra parte pode ainda ser enviada para a magueira de irrigação da lavoura.

As três aglomerações de macrófitas da Figura 38 da lagoa facultativa também devem ser colhidas periodicamente, como forma de retirar da água nutrientes presentes nas macrófitas e que podem ir para cobrir o solo da lavoura, ou se tornar alimento para animais ou ir para os sacos nos barrís de hidrólise de sólidos orgânicos.

Figura 38 – Visão superior da lagoa facultativa com as estruturas em sua superfície, os três retentores de macrófitas da espécie *Eichhornia crassipes* (aguapé).

É possível perceber que as saídas da recirculação aeróbia são posicionadas de modo a criar um fluxo em círculo no sistema que faça com que as macrófitas fiquem retidas pelas bóias e que o fluxo circular e consequente movimentação de fluído, também estimule a fotossíntese das microalgas a ocupar as frestas onde não há macrófitas, e que se beneficiam de um movimento leve e constante do meio de cultura, provocado pelas saídas da recirculação, é possível a instalação de tubos de venturi nas oito saídas da recirculação da superfície aeróbia como consta na Figura 38, estes dispositivos fazem a sucção passiva de ar atmosférico a partir da passagem do líquido por um estreitamento, que aumenta a velocidade e reduz a pressão do conduto, que conta com um orifício nesse ponto que fornece ar atmosférico por meio de uma mangueira de ar que precisa ficar boiando por uma boia de anzol de pesca a coletar ar atmosférico.

Ao redor da lagoa há tocos de madeira enterrados no solo que servem de suporte para tracionar as oito cordas que esticam a lona de coleta de biogás. Em cada um dos pontos de amarração da corda à lona há um peso de aço (de preferência aço pois libera ferro para o meio, o que é benéfico para a biometanização assim como é benéfico traços de cobalto e níquel que possam estar na liga) que dá tensão suficiente para a lona permanecer esticada e

manter sua função de convergir todo o biogás para o centro assim como criar a separação de ambientes.

Na Figura 38, depois do tubo do biogás, que borbulhou pela parte aeróbia da lagoa, ser coletado, e seguir junto com a corda e as bóias de contenção de macrófitas, este segue para a caixa de bombas para passar pela ferrugem (3). Esta caixa, situada na parte inferior da Figura 38, e ampliada na Figura 39 a seguir, presta suporte para a lagoa e para a edificação, abrigando as bombas de recirculação de água de aquecimento (5), a bomba para preencher os leitos de hidrólise de resíduos sólidos orgânicos (1), esse tubo percorre o fundo da lagoa facultativa junto com os tubos de reinjeção de biogás (2), tubo de água fria e tubo água quente (5) e tratamento de remoção de sulfeto do biogás coletado (3) via a reação do óxido de ferro com o sulfeto e geração de calor.

O sistema de remoção de sulfeto está representado com o (3) na Figura 39 que segue, onde o tubo de meia polegada contendo o biogás coletado entra em um tubo de 4 polegadas contendo esponja de aço ou qualquer outro tipo de material particulado ferroso que esteja enferrujado e de preferência com diâmetro médio menor que 10mm e maior que 0,1 mm (MERCADO, 2010), se cria três compartimentos iguais e empilhados, de modo que possam ser operados em rodízio em consonância com o sistema de detecção de sulfeto (4), a ser descrito adiante (vide secção 3.4.7.6 na p. 127).

O (2) na Figura 39 denota a bomba compressora de inflar pneu de carro e que é proposta servir como bomba para a recirculação de biogás. O compressor de pneu de carro é posto dentro de um tubo entre 20 – 30 cm lacrado e contendo as duas flanges, de entrada do biogás bruto vindo da edificação de armazenamento e tratamento do biogás e saída do biogás pressurizado para reborbulhar o fundo da parte exterior do fundo anaeróbio da lagoa da facultativa.

Antes do biogás bruto, armazenado nos três tubos circulares de filme de polietileno dentro da edificação, ser succionado pelo compressor, ele passa pelo elemento de detecção de sulfeto (4)(vide secção 3.4.7.6 na p. 127 sobre os detalhes da confecção desse sistema que detecta a presença de sulfeto no biogás), como forma de proteger os componentes da bomba compressora (2) contra a corrosão causada por este elemento que surge no biogás a partir da presença de enxofre mais intensa do que o necessário para a comunidade anaeróbia (e.g. a presença de sulfonatos oriundos dos detergentes quando usados em substituição aos sabões naturais, feitos a partir de triglicerídeos da natureza, gordura animal e/ou óleos vegetais).

O último item que falta ser citado e que está presente na caixa representada na Figura 39 é a bomba de recirculação de água de aquecimento (5) para estimular a biodigestão da caixa

de acidogênese no centro do fundo da lagoa facultativa, essa bomba deve estar conectada com um sistema de relé que ligue e desligue as válvulas que controlam o fluxo dos fluidos de aquecimento de acordo com a medida de temperatura do interior do biodigestor.

Figura 39 – Descrição dos componentes da caixa de bombas de apoio da lagoa facultativa, e da bomba do aquecedor.

4.3 Sistema de hidrólise de resíduos sólidos biodegradáveis

Será descrito nessa seção um sistema para conseguir transformar os resíduos sólidos, e que tem frações hidrolisáveis, em líquidos contendo as moléculas orgânicas tornadas solúveis, e que possam ser alimentados a lagoa facultativa, e convertidos a metano e gás carbônico.

O sistema funciona a partir da adaptação de barrica de polietileno de alta densidade PEAD de capacidade de 200 litros com tampa de rosca que possa ser vedada para suportar pressão de cerca de 150 mbar - dependendo da profundidade onde estiver o tubo de saída da recirculação de biogás, o que no caso é cerca de 1,3 m, o que equivale a 130 mbar. Isso se for realizado ou não a sucção de biogás para a recirculação da parte anaeróbia da lagoa, pois se o biogás gerado sair naturalmente para uma bolsa não haverá pressão sendo exercida sobre os componentes do barril.

A barrica é suportada por uma estrutura que será construída a partir de perfís de aço ou material similar que consiga deixar a barrica suspensa e basculada, presa como na proposta da Figura 40, ou de forma que constitua um berço que acomode o barril. Dessa forma, o barril não sofre com a perfuração do mesmo para a colocação de dois pinos para pendurá-los à armação de metal. A barrica é presa em armação soldada de forma basculada de modo que no momento do esvaziamento possa ser virada sem grande esforço, assim como facilite o trabalho de encher o barril com resíduos sólidos orgânicos como folhas, palhas e restos de comida.

A alimentação da barrica é feita com os resíduos sólidos orgânicos misturados, restos de comida com palha ou folhas para equilíbrio da taxa de carbono e nitrogênio ou a realização da alimentação desta mistura feita dentro de sacos de cebola de acordo com a proposta que segue na Figura 40, a de hidrólise feita com sacos de cebola imersos em banho de líquido vindo do fundo da lagoa facultativa. É possível verificar se o gás que surgir no bolo sólido dentro do saco de cebola saia, é possível testar o efeito de se sacudir periodicamente a bácia do barril como forma de fazer com que os sacos batam entre si e estimulem as bolhas de gás a sair do bolo sólido dentro do saco.

Figura 40 – Ilustração de proposta de digester de saco de cebola (polipropileno trançado) em barril (de PEAD) de 200 L com duas saídas, uma de entrada e saída de líquido e outra de saída de biogás .

Dentro do contexto da proposta de criação de um ambiente de beneficiamento de resíduos orgânicos, esse componente da digestão via hidrólise sólida pode desempenhar um papel de componente principal no fornecimento de substrato solubilizado para a lagoa facultativa, para a conversão em biogás, aplicações em grande escala tem surgido como é tratado na seção

3.4.6.11 na p. 115 sobre os digestores de fase sólida, com destaque para os digestores do tipo garagem (vide seção 3.4.6.15 na p. 120).

Abaixo é possível observar na visão superior e lateral das figuras Figura 41 e Figura 42, respectivamente como é proposto a configuração dos hidrolisadores dentro do galpão integrado de armazenamento e lavagem de biogás e de hidrólise.

Figura 41 – Visão superior do sistema de hidrólise de resíduos sólidos feitos em barril de polietileno de 200 L em suporte basculado.

Figura 42 – Visão lateral do sistema de hidrólise de resíduos sólidos feitos em barril de polietileno de 200 L em suporte basculado

4.4 Bacia de criação de macrófitas

Esse sistema é projetado para consumir da lagoa facultativa, DBO e nutrientes que serão colhidos tanto na forma de macrófitas, quanto na forma de microalgas que podem crescer onde, dentro da bacia não houver o crescimento de macrófitas, podendo se deixar as macrófitas cobrirem toda a bacia e assim não haver o crescimento de microalgas.

Quando o dia raia, um relé liga a válvula solenóide que permite que a bomba de 6,5 m³/h que faz a recirculação aerante permanente superior da lagoa facultativa, dirija parte de seu fluxo (1 – 3 m³/h ou ~2,5 – 10 h de TDH) para a bacia de fotossíntese. Esta tem 40 cm de profundidade, contendo dentro tábuas de madeira postas em pé para direcionarem o fluxo dentro da bacia, de modo a criar um circuito em zigue zague, como descrito na Figura 43 adiante.

Figura 43 – Descrição da recirculação de água entre a lagoa e a bacia de fotossíntese, com criação conjunta de macrófitas do gênero lemna e microalgas.

O sistema de bacia de macrófitas é expansível, de forma que possam ser instaladas mais bacias ou aumentar o tamanho da bacia, ampliando a capacidade de tratamento do sistema, simultâneo à ampliação da quantidade total de biomassa gerada, que pode alimentar peixes dentro de lagoas em sequência após a lagoa facultativa, de modo que o nível de qualidade da água chegue cada vez mais perto de valores permissíveis, como é relatado nos estudos dos sistemas avançados de lagoas integradas (vide secção 3.5 Sistema Avançado de Lagoas Integradas (AWIPS) p.152) em que depois da lagoa facultativa e das lagoas de alga de alta taxa, a água é enviada para uma lagoa de maturação, que é frequentada por pássaros, patos e outros animais, e contém peixes em seu interior.

4.5 Sistema de armazenamento e lavagem alcalina fria de biogás

Além do já citado sistema de borbulhamento do biogás na superfície aeróbia, se propõe um sistema que realize o beneficiamento do biogás e busque retirar o gás carbônico e a umidade deste, da fração gasosa do biogás, via o uso de solução resfriada a cerca de 5 °C, com compressor refrigerador e tornada básica a partir da adição controlada de cinzas, urina e/ou cal hidratada.

O resfriamento do biogás é uma forma de estimular a secagem deste, via a condensação de água. A solução básica, depois de ter lavado o biogás, segue, apenas durante o dia, para a bacia de fotossíntese para alimentar com nitrogênio, potássio, outros minerais e gás carbônico, a fotossíntese microalgal da bacia e da lagoa com potencial de estímulo a geração de biogás por se decantarem pela fresta que dá contato entre o ambiente aeróbio e anaróbio ou alimentar as macrófitas que exportarão os nutrientes para fora do sistema de tratamento.

É possível a seguir, na Figura 44 observar o telhado da planta de armazenamento e lavagem do biogás anexa ao sistema de hidrólise de resíduos sólidos dentro do galpão proposto.

Figura 44 – Representação do telhado do galpão de armazenamento e lavagem do biogás, coleta de energia solar térmica e elétrica fotovoltaica e de hidrólise de resíduos sólidos.

É possível ver a esquerda da Figura 44 a caixa de bombas do lado esquerdo e logo abaixo uma parte do tubo de quatro polegadas ou maior diâmetro que recebe o substrato líquido hidrolisado dos barris de hidrólise (vide secção 4.3 na p. 167) e vai para a alimentação da caixa de areia e gordura (vide secção 4.1 p. 156) antes de ir para a lagoa facultativa. É possível ver a representação das serpentinas de tubo de polietileno de alta densidade (PEAD) enroladas em espirais, 21 no total, acumulando uma área de coleta de calor de 25,936 m² de uma área total de telhado de 43,59 m². Também é possível ver as duas placas fotovoltaicas de 250 W cada.

A seguir na Figura 45, está representada a visão superior do galpão, na parte central é possível ver os componentes elétricos, as baterias, o controlador de carga, a caixa de isopor de

armazenamento de água quente que é aquecida via a condensação do fluido refrigerante depois de ter sido pressurizado.

Na parte de cima da Figura 45 há os três reservatórios cilíndricos feitos de filme tubular de polietileno de 1 m de diâmetro e 4,85 m de comprimento, e nas laterais há os dois reservatórios de biogás tratado, o da esquerda é o primeiro reservatório de biogás tratado que é recirculado e a bolsa da direita que apenas acumula o biometano já tratado para distribuição e uso pela propriedade, nas cozinhas, fogões e aquecedores a gás.

Figura 45 – Edificação para acondicionamento dos elementos de armazenamento, refrigeração e lavagem de biogás.

As duas baterias na parte central da figura são de 240Ah para acumulação da energia elétrica gerada pelas placas fotovoltaicas no telhado, para ser usada pelas duas bombas (de água fria e de biogás, na parte inferior esquerda da figura) e pelo compressor de fluido refrigerante, presente na parte inferior esquerda da Figura 45 que serve para resfriar a água do fundo da coluna de lavagem de biogás.

Esta coluna recircula a água que percola de modo descendente seu leito enquanto o biogás é propelido por um bomba enchedora de colchão inflável que impele o biogás ascensionalmente para que este entre em contato em contracorrente com a água básica e gelada.

Na sequência, depois do fluido refrigerante se expandir e retirar calor do líquido dentro da coluna de lavagem, este é succionado pelo compressor, que insere trabalho no fluido refrigerante, comprimindo-o e enviando-o em direção a serpentina de cobre dentro da caixa de isopor com água dentro, que troca calor com o fluido refrigerante e o condensa, deixando-o pronto para ser expandido de volta na coluna de lavagem de gás.

Figura 46 – Vista lateral da edificação de armazenamento de biogás.

É possível observar na Figura 46, os três reservatórios de biogás bruto empilhados um em cima do outro, que totalizam uma capacidade volumétrica de cerca de 13 m³ de biogás, nessa figura não está representado o tubo de dreno da água condensada que pode se formar dentro dos três cilindros deitados de biogás bruto, no caso o dreno pode conectar as três bolsas pela parte mais baixa das três, de forma que saia pela bolsa mais baixa e possa se juntar com o fluxo de água de lavagem de biogás que alimenta a bacia de fotossíntese e que passa próximo as bolsas deitados.

A seguir, na Tabela 11 constam os volumes e dimensões dos cinco reservatórios de gás propostos no projeto.

Tabela 11 – Dimensões dos reservatórios de biogás

Dimensão	Valor	Unidade
<i>Biogás bruto desulfetizado</i>		
Quantidade	3	unidades

Diâmetro	1 m
Comprimento	4,85 m
Volume total	13,01 m ³
<i>Reservatório de biogás tratado</i>	
Quantidade	2 unidades
Diâmetro	1,5 m
Comprimento	1 m
Volume total	7,08 m ³
Volume total de armazenamento	20,10 m ³
Razão volume armazenamento/volume anaeróbico	1,18 razão

A seguir na Figura 47, está detalhado o funcionamento da coluna de lavagem de biogás para a absorção de gás carbônico, sulfeto assim como estimular a condensação de água nas paredes no último terço da parte superior da coluna de lavagem.

Figura 47 – Visão lateral dos componentes da edificação de armazenamento, lavagem e resfriamento do biogás gerado.

É possível observar, indo da direita para esquerda, a bolsa de biogás tratado, as duas baterias com o estabilizador de corrente em cima, a caixa de isopor do sistema de aquecimento de água aproveitando o calor das duas serpentinas do sistema de refrigeração, e com aquecedor auxiliar a biogás.

À esquerda na figura há a coluna de lavagem de gás, as setas laranjas mostram os tubos de gás e a seta preta, a recirculação de líquido que é tirado da bacia de fotossíntese e volta para

ela a uma baixa vazão (10 – 20 l/dia) durante o dia para alimentar as microalgas com gás carbônico dissolvido na água, na forma de ânions carbonato e bicarbonato.

É recomendável que esse controle da válvula que permite que o líquido da coluna de lavagem de biogás seja atrelado à valvula solenóide que controla o fluxo da recirculação de líquido da bacia de algas e macrófitas, esse fluxo se encontra no mesmo tubo com o escoamento do tubos de dreno de água condensada tanto dos reservatórios de biogás bruto, quanto dos reservatórios de gás tratado e segue para a bacia de algas e macrófitas.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir serão discutidos os valores obtidos com a realização de cálculos para aferir a consistência das relações entre os componentes do sistema e saber quais passos serão necessários para tornar mais viável o projeto de lagoa facultativa para gestão de efluentes e resíduos orgânicos, via balanços de substrato, água, eletricidade e dinheiro.

5.1 Balanço de DQO

O esgoto doméstico é o primeiro e principal efluente para manter a água do sistema e evitar que a lagoa perca água e não mantenha o seu nível de líquido necessário, caso contrário não será possível coletar o biogás (vide secção 3.4.7.7 na p. 129 sobre o princípio de borbulha de biogás em água aeróbia) o que é necessário para garantir a coleta de biogás que caso o nível baixe para menos de 14 cm do nível deixará a mostra o borbulhador de gases. Outra quantidade de água significativa pode vir da água usada para lavar chiqueiros e outras criações de animais quando estão confinados em pisos de cimento (vide secção 5.2 sobre o balanço de água).

Pensando numa família de 6 pessoas que geram diariamente 120-150 litros diários de efluente cada pessoa, isso resultaria em uma geração diária de 720 litros por dia, ou 21,9 m³.mês⁻¹ com um teor de DQO médio de 600 mg.l⁻¹ o que resultaria em uma DQO total de 0,432 kg de DQO.dia⁻¹. Já a geração de restos de comida pode ser estimada de acordo com a Tabela 12.

Tabela 12 – Descrição da composição da FORSU gerada por 9 pessoas e a contribuição resultante em nutrientes e sólidos voláteis

Parâmetro	Valor	Unidade	Referência
Geração por cabeça	300	g/hab.dia	Observação própria
Numero de contribuintes	9	hab	
Geração total	2,7	kg MO/dia	
Teor de sólidos	18	% peso úmido	(FANTOZZI; BURATTI, 2011)
Taxa de sólidos no resíduo orgânico	0,07452	gST/g RO	
Concentração de voláteis	0,1576	g SVg MO úmida	(FANTOZZI; BURATTI, 2011)
Quantidade de voláteis	0,42552	g SV/dia	
Nitrogênio total	0,01215	kg/dia	(GOLUEKE, 1973)

Este valor pode ser somado com as águas residuárias geradas nas criações de animais típica de um núcleo rural de subsistência familiar. Se criará um cenário de animais rurais compostos por 5 porcos, 2 cavalos, 2 vacas e 10 galinhas. A geração dos porcos pode ser vista na Tabela 13.

Tabela 13 – Geração de esterco de porco, cinco cabeças

Parâmetro	Valor	Unidade	Referência
Peso cabeça	45	kg	Lohani e Rajagopal, 1981
Geração por cabeça	5,1	% Peso animal/dia	(TAIGANIDES, 1978)
Geração total	11,475	kg MO úmida total/dia	
Teor de sólidos	13,5	% peso úmido	(TAIGANIDES, 1978)
Quantidade DBO	31,8	% ST	(TAIGANIDES, 1978)
Razão DQO/DBO ₅	3,3	Razão	(TAIGANIDES, 1978)
Quantidade DQO	1,626	kg/dia	(TAIGANIDES, 1978)
Nitrogênio total	0,087	kg/dia	(TAIGANIDES, 1978)
Fosfato total	0,039	kg/dia	(TAIGANIDES, 1978)
Potássio total	0,022	kg/dia	(TAIGANIDES, 1978)

Em seguida se projeta a quantidade de matéria orgânica gerada pelos cavalos, como a Tabela 14 exhibe

Tabela 14 – Quantidade gerada de esterco de cavalo

Parâmetros	Valor	Unidade	Referência
Geração total	34	kg MO/dia	(ROMANO et al., 2006)
Teor de sólidos	0,37	kg ST/kg MO	(WARTELL et al., 2012)
Quantidade DBO	0,72	kg/dia	(LOHANI; RAJAGOPAL, 1981)
Razão DQO/DBO ₅	8,00	Razão	Suposição
Quantidade DQO	5,760	kg/dia	
Nitrogênio total	0,289	kg/dia	
Fosfato total	-	kg/dia	
Potássio total	-	kg/dia	

Depois dos cavalos é necessário estipular a geração efetuada pelas galinhas, para 10 cabeças de galinhas se pensou em 1 galo e 3 pintos o que equivaleria a 8 galinhas no total, 6 galinhas, 1 galo e 3 pintos sendo estimados como realizando a geração equivalente a uma galinha, como é demonstrado na Tabela 15 abaixo

Tabela 15 – Quantidade de geração efetuada pelo o equivalente a 8 galinhas

Parâmetros	Valor	Unidade	Referência
Peso cabeça	2	kg	Esimativa própria
Geração por cabeça	6,6	% Peso animal/dia	(TAIGANIDES, 1978)
Geração total	1,056	kg MO úmida total/dia	
Teor de sólidos	25,3	% peso úmido	(TAIGANIDES, 1978)
Quantidade DBO	21,4	% ST	(TAIGANIDES, 1978)
Razão DQO/DBO ₅	4,3	Razão	(TAIGANIDES, 1978)
Quantidade DQO	0,246	kg/dia	(TAIGANIDES, 1978)
Nitrogênio total	0,016	kg/dia	(TAIGANIDES, 1978)
Fosfato total	0,161	kg/dia	(TAIGANIDES, 1978)
Potássio total	0,073	kg/dia	(TAIGANIDES, 1978)

Por fim se mede teoricamente a geração equivalente a duas cabeças de vacas leiteiras, como consta na Tabela 16 que segue abaixo.

Tabela 16 – Geração de duas vacas leiteiras

Parâmetros	Valor	Unidade	Referência
Peso cabeça	400	kg	(LOHANI; RAJAGOPAL, 1981)
Geração por cabeça	9,4	% Peso animal/dia	(TAIGANIDES, 1978)
Geração total	37,6	kg MO úmida/dia	(TAIGANIDES, 1978)
Teor de sólidos	9,3	% peso úmido	(TAIGANIDES, 1978)
Quantidade DBO	20,4	% ST	(TAIGANIDES, 1978)
Razão DQO/DBO ₅	7,2	Razão	(TAIGANIDES, 1978)
Quantidade DQO	5,136	kg/dia	
Nitrogênio total	0,140	kg/dia	(TAIGANIDES, 1978)
Fosfato total	0,038	kg/dia	(TAIGANIDES, 1978)
Potássio total	0,059	kg/dia	(TAIGANIDES, 1978)

É possível ter a seguinte Tabela 17 de quantidades totais de DQO que será alimentada ao sistema anaróbio de biometanização.

Tabela 17 – Somatório total de alimentação de DQO no sistema anaeróbio

Parâmetro	Valor	Unidade
FORSU	0,43	kg DQO/dia
Esgoto	0,43	kg DQO/dia
5 Porcos	1,63	kg DQO/dia
2 Cavalos	5,76	kg DQO/dia
10 galinhas (8 poedeiras)	0,25	kg DQO/dia

2 vacas leiteiras	5,14	kg DQO/dia
<i>Total</i>	13,63	kg DQO/dia

Tabela 18 – Geração possível a partir da estimativa das quantidades de resíduos gerados na propriedade

Parâmetro	Valor	Unidade
Carga orgânica	1	kg DBO/m ³ .dia
Carga orgânica	6	kg DBO/m ³ .dia
Carga possível lagoa	16,975	kg DQO/dia
Carga possível lagoa	101,847	kg DQO/dia
Alimentação estimada	13,63	kg DQO/dia
Taxa de geração (francês)	204	mLCH4/gDQO
Geração possível	3,5	m ³ /dia
Geração possível	20,8	m ³ /dia
Preço do gás encanado	3,99	R\$/m ³
Benefício mensal	337,61	R\$/mês
Benefício mensal com alta carga	2523,642	R\$/mês

É possível aferir na Tabela 18 que a quantidade estimada de matéria orgânica que será alimentada para a lagoa facultativa é menor que a quantidade de 1 kg de Demanda Bioquímica de Oxigênio por metro cúbico de reator por dia. Isso indica que a lagoa facultativa tem mais volume anaróbio do que a quantia de material orgânico simulado a ser gerado, sendo necessário saber se o sistema conseguiria suportar cargas orgânicas maiores que 1 kg de DBO/m³.dia até os limites reportados na literatura de 6 – 10 DBO/m³.dia como forma de se aumentar a geração de biogás.

5.2 Balanço de água

O balanço de água se faz necessário como forma de saber a quantidade de água que estará disponível para uso como água de irrigação ou permitir que o tranbordo da lagoa facultativa ou da bacia de fotossíntese siga para outros sistemas aquáticos como represas, lagos, e corpos d'água se as características que a água atingir permitirem.

Consta a seguir a Tabela 19, contendo os fluxos hídricos.

Tabela 19 – Quantidades de água que podem entrar em cada alimentação para o sistema subtraído da quantidade de água que evapora por dia da área equivalente a lagoa e a bacia.

Parâmetro	Valor	Unidade
Esgoto	720,0	l/dia
FORSU	2,2	l/dia
5 Porcos	9,9	l/dia
2 Cavalos	21,4	l/dia
10 galinhas (8 poedeiras)	0,8	l/dia
2 vacas leiteiras	34,1	l/dia
<i>Total entrada</i>	788,5	l/dia
Evaporação líquida (880 mm.ano ⁻¹)	253,8	l/dia
Quantidade disponível	534,7	l/dia
-	16,263	m ³ /mês

A informação de evaporação líquida de 880 mm por ano foi obtida na publicação do Operador nacional do sistema elétrico brasileiro, que divulga os valores de evaporação líquida de cada uma das represas com barragens e geração de energia elétrica do país. No caso foi buscado a represa de Furnas, que fica na fronteira norte com o estado de Minas Gerais próximo a cidade de Franca-SP (OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO, 2004). Dizer evaporação líquida significa que foi contabilizado a adição de água ao sistema por via da precipitação, que cai na região concentrada no verão úmido de novembro até março.

O reuso dessa água como água de descarga para os vasos sanitários ou água de lavagem dos currais pode ser conjecturado, por não exigir qualidades organolépticas de uma água para contato com os seres humanos, como a água da pia ou do chuveiro. De qualquer forma o uso esperado para o projeto é a irrigação da lavoura, mas que pode combinar estes outros usos do efluente tratado.

5.3 Balanço elétrico

Ao se fazer o balanço de consumo elétrico dos componentes do sistema total, se tem dois sistemas distintos, o sistema de tratamento de biogás, que faz uso da eletricidade gerada e armazenada em baterias de dois painéis fotovoltaicos de 250 W de potência nominal, sendo que o sistema de tratameto de biogás é composto de compressor refrigerante, bomba de

recirculação de aquecimento do biodigestor, e recirculação de água gelada para lavagem do gás. Se calculou a energia total gasta por cada componente contabilizando a quantidade de horas que cada máquina trabalha por mês e se comparou esses valores com a capacidade total de geração fotovoltaica das duas placas de 250 W de potência máxima de geração de acordo com os seguintes dados na Tabela 20.

Tabela 20 – Descrição do total de consumo de geração do sistema fotovoltaico

Elemento	Valor	Unidade
<i>Consumo</i>		
Compressor refrigerante	85	W
Tempo de operação	61	h/mês
Bomba água fria	12,6	W
Tempo de operação	61	h/mês
Bomba água quente	12,6	W
Tempo de operação	122	h/mês
Bomba de líquido hidrólise	12	W
Tempo de operação	61	h/mês
Consumo total de eletricidade	98,4	kWh/ano
<i>Geração</i>		
Painel solar	250	W
Taxa de potência solar média anual	5,075	kWh/m ² .ano
Área de placa fotovoltaica	3,267	m ²
Disponibilidade de eletricidade	16,6	kWh/ano
Efficiência placa fotovoltaica	15,4	%
Disponibilidade teórica de eletricidade	2,5	kWh/ano

Foi possível aferir que o consumo de eletricidade está praticamente 50 vezes superior que a geração de eletricidade possível para as placas fotovoltaicas, não foi contabilizado o uso do compressor para a recirculação de biogás pelo biodigestor, que no caso opera junto com o sistema de corrente alternada que será abordado na Tabela 21.

O sistema de corrente alternada (eletricidade da tomada) também operará as duas bombas de recirculação da lagoa, uma para o fundo anaeróbio e outra para a superfície aeróbia. Na tabela é possível conferir o custo mensal elétrico da operação ininterrupta dessas duas bombas.

Tabela 21 – Consumo dos elementos alimentados com eletricidade da rede elétrica

Elemento	Valor	Unidade
Bomba inferior (Shanda SDP800)	7	W
Bomba superior (Shanda SDP10000)	57	W

Potência total	64 W
Operação permanente 24h/dia	730 horas/mês
Consumo total	46,720 kWh/mês
Custo eletricidade	0,66 R\$/kWh
Gasto mensal	30,80 R\$/mês

O gasto mensal resultante é de 30,80 reais mensais, o preço da eletricidade foi obtido a partir de nota fiscal de conta de energia elétrica série C, data de emissão 22/02/2016 da Companhia Palista de Força e Luz – CPFL, que tem o preço de 0,65916499 R\$/kWh.

5.4 Balanço monetário

Serão detalhados nas próximas tabelas os custos estimados com os materiais listados que serão necessários para tornar possível o sistema de tratamento integrado de resíduos orgânicos.

Tabela 22 – Descrição discriminada dos materiais elencados necessários para a construção da lagoa facultativa

<i>Materiais (tipo de quantidade)</i>	<i>Preço unitário (R\$)</i>	<i>Quantidade</i>	<i>Custo (R\$)</i>
Lagoa		R\$	5.908,33
Retirada de terra (Caminhão 10m³)	200,00	6,1	1.215,06
Buraco lago (un.)	1000,00	1	1.000,00
Tubo entrada de esgoto 4"			
Lona Polietileno 300 micras (11x11)	810,70	1	810,70
Caixa d'água 2000L	589,00	1	589,00
Lona substituta para caixa d'água	0,00	1	
Lona de coleta de biogás (6mx6m)	231,84	1	231,84
Cola para lona na tampa		0	0,00
Bomba de recirculação inferior (Shanda SDP 1000)	185,00	1	185,00
Tubo para recirculação inferior 3/4" 25mm (m)	0,40	3	1,20
Bomba de recirculação inferior externa (Shanda SDP 7800)	830,00	0	0,00
Bomba de recirculação superior (Shanda SDP 10000)	880,00	1	880,00
Tubo para recirculação superior 1 1/2" 40mm (m)	0,79	18,097	14,30
Bicos venturi de sucção de ar boca de saída (un.)	1,00	8	8,00
Tubo coluna aeróbia PEAD D=0,2m (m)	10,40	0	0,00
Col. central PEAD D=0,2m e=6-7mm(m) (1,5 debarra 6m)	377	1	377,00
Placa redonda com bubble cap D=0,1m (un.)	50,00	1	50,00
Raia de piscina (m)	38,90	7,314	284,51

Toco 150 mm madeira tratada corda lona biogás (un.)	10,00	8	80,00
Corda para amarração de lona (180m)	78,90	0,148	11,71
Sucata de ferro velho (fertilização de ferro)		1	0,00
Pré caixa gordura areia 500 L fibra de vidro	170,00	1	170,00

Tabela 23 – Descrição dos materiais necessários para o desenvolvimento do sistema de aquecimento da água
Materiais (tipo de quantidade)

	Preço unitário (R\$)	Quantidade	Custo (R\$)
<i>Sistema de aquecimento de água</i>		R\$	847,99
Bomba DC12V recirculação água quente	152,99	1	152,99
Tubo polietileno preto 1/2" (m)	1,00	24	24,00
Espuma isolante tubo 1/2" 3cmφ (2x2m)	11,90	6	71,40
Tubo de cobre (D=1/2")(15m - R\$180,6)(5x0,2 ² *pi)	180,60	1	180,60
Trocador de calor de placa (.un)		1	0,00
Boiler a gás (un.)	399,00	1	399,00
Reservatório Térmico (un.)	1218,00	0	0,00
Caixa Termica Plastica 141 Litros 150	629,00	0	0,00
Caixa Térmica De Isopor 80 L c/Grade De Proteção	100	0	0,00
Caixas De Isopor Semi-novas De 60 Litros	20,00	1	20,00

Tabela 24 – Descrição dos componentes necessários para a construção do sistema de armazenamento e lavagem de gases

Materiais (tipo de quantidade)	Preço unitário (R\$)	Quantidade	Custo (R\$)
<i>Sistema de tratamento e armazenamento de gás</i>			8.276,39
Infraestrutura de madeira	2000,00	1	2.000,00
Placas Fotovoltáicas (250 W) +contr. 20A	1299,00	2	2.598,00
Placa fotovoltáica (250W) Yingli	1026,24	0	
Bateria Estacionária 12V 240Ah	879,00	2	1.758,00
Controlador de carga 30A incluído na placa	0,00	1	0,00
Inversor AC/DC (.un)		0	0,00
Cabos (m)	2,00	5	10,00
Compressor Embraco 134A 1/8HP (94W) 220V	247,00	0	0,00
Compressor CN-Vestar 85-120W DC 12V	650,00	1	650,00
Compressor RekiHVAC DC80W	235,63	0	0,00
Tubo Coluna de lavagem de gás PEAD D=0,2	30	6	180,00
Condensador (un.)	200,00	1	200,00
Bolsas de biogás de polietileno (D = 1,5 m)	50,00	2	100,00
Bolsas de biogás de polietileno (3x D = 1,0 m L=)	50	3	150,00
Bomba DC12V recirculação água gelada (1m³/h no nível)	152,99	1	152,99
Tubo de cobre (D=1/2")(15m)	180,60	0	0,00
Bomba sopradora de biogás para lavagem de gás	47	1	47,00
Compressor do biogás	50	1	50,00
Tubo coluna central PEAD D=0,2m e=6-	40	0	0,00

7mm(m) (-4,5m)			
Tubo de polietileno "1/2 2,5mm 100m	176	1	176,00
Adaptador Roscável 1/2 Flange Anel Vedação Tigre	11,9	12	142,80
Fita Veda Rosca 12 Mm X 20 M - Disma	2,32	5	11,60
Válcula "1/2	10	5	50,00

Tabela 25 – Descrição dos componentes necessários para a construção do sistema de bacia de algas e macrófitas

<i>Materiais (tipo de quantidade)</i>	<i>Preço unitário (R\$)</i>	<i>Quantidade</i>	<i>Custo (R\$)</i>
<i>Sistema de bacia de algas</i>		R\$	781,50
Retirada de terra (m³)	10,00	8,11	81,12
Tábua eucalipto (0,3m x 3m x 2cm)	19,9	18	358,20
Tábua compensado (4,20m*0,3m*10mm)		11	0,00
Tábua compensado (4,50m*0,3m*20mm)		1	0,00
Lona Polietileno 300 micras (5mx5m)	241,50	1	241,50
Relé fotoelétrico	15	1	15,00
Valvula Solenoide Para Agua Irrigacao 110v 3/4	42,84	2	85,68

Tabela 26 – Descrição dos custos dos componentes necessários para a construção sistema de hidrólise

<i>Materiais (tipo de quantidade)</i>	<i>Preço unitário (R\$)</i>	<i>Quantidade</i>	<i>Custo (R\$)</i>
<i>Sistema de hidrólise</i>		R\$	1.464,04
Barril 200 L polietileno	70	4	280,00
Bomba DC12V recirculação	152,99	1	152,99
Mangueira "3/4	3	10	30,00
Flange 3/4	7,61	2	15,22
Valvula 3/4	35,99	2	71,98
Bomba		1	0,00
Saco de cebola PP trançado (25 un.)	16,25	1	16,25
Armação de aço (perfil), em metros	10	25	250,00
Armação de aço (serralheiro - mão de obra)	400	1	400,00
Berço de aço	50	4	200,00
Adaptador Roscável 1/2 Flange Anel Vedação Tigre	11,9	4	47,60

Tabela 27 – Custo total dos diferentes sistemas propostos para compor uma unidade beneficiamento de efluentes e resíduos orgânicos

Custo total	-	-	17.278,25
<i>Lagoa</i>			5.908,33
<i>Sistema de aquecimento de água</i>			847,99
<i>Sistema de tratamento e armazenamento de gás</i>			8.276,39
<i>Sistema de bacia de algas</i>			781,50
<i>Sistema de hidrólise</i>			1.464,04

Pensando nos valores inferiores de retorno de gás metano de 300 reais por mês, seriam necessários 4,8 anos para pagar, na forma dos benefícios gerados, com o gás metano, o valor total do investimento, sem considerar as perdas totais por depreciação dos equipamentos, que costumam ter um prazo para depreciação total de 10 – 20 para materiais mais duráveis, e cerca de 5 anos para materiais menos duráveis, assim não foram considerados juros. Se for pensado o valor total do projeto de R\$ 17.278,25 dividido pela expectativa de se gerar $1,17 - 8,329 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ num período total de 10 anos para a duração de vida dos equipamentos, daria um custo por metro cúbico de gás metano da ordem de $4,04 - 0,57 \text{ R}.\text{\$}.\text{m}^{-3}$ de gás, o que resulta em valores competitivos e dentro da escala de preço do gás metano encanado. Pensando em reduzir os custos, é possível retirar o projeto do sistema de refrigeração do biogás e utilizando o biogás apenas para cozinhar e aquecer, é possível que o custo do gás baixe para menos de 0,57 centavos de Real.

6 CONCLUSÕES

Foi possível propor e avaliar um sistema integrado de tratamento de resíduos orgânicos a partir da combinação dos estudos feitos na literatura sobre formas possíveis de se realizar o tratamento de resíduos biodegradáveis e efluentes domésticos em uma central de tratamento de resíduos orgânicos, com área de cerca de 300 m².

Se concluiu que a lagoa facultativa tem tamanho apropriado para conseguir lidar com as quantidades propostas que seriam a geração de esgoto e restos de comida de um núcleo de 6 pessoas, 2 vacas leiteiras, 2 cavalos, 5 porcos, 6 galinhas, 1 galo e 3 pintos, somado com folhas e poda para equilibrar a relação de carbono dos resíduos sólidos orgânicos.

Foi possível projetar uma edificação para acomodar os sistemas de hidrólise de resíduos sólidos orgânicos, junto de equipamentos para o armazenamento e lavagem com água básica do biogás gerado.

Contudo, o sistema de tratamento do biogás não conseguirá ser mantido pela geração fotovoltaica, sendo que o número de horas de operação que serão necessárias para conseguir tratar as quantidades de biogás gerado, é superior a quantia de energia ofertada pelas placas fotovoltaicas.

A bacia de fotossíntese aquática se mostrou o item de menor valor relativo aos demais componentes, o que indica que é possível aumentar sua área total, como forma de aumentar o papel da mesma na depuração da água e geração de biomassa.

Foi possível ter custos por metro cúbico de gás metano da ordem de 0,5 a 4 reais, o que coloca o projeto de biometanização de resíduos orgânicos dentro da escala de viabilidade financeira, estimativas mais precisas e práticas são necessárias para comprovar de fato a viabilidade financeira do projeto.

7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Como forma de conseguir avançar no processo de criação de uma lagoa, que consiga tratar efluentes orgânicos, gerar biogás, biomassa e água nutritiva para irrigação, é necessário ser avaliado a sensibilidade dos parâmetros do sistema, estimar valores mínimos e máximos de cada variável, para saber os efeitos que cada variável terá nos resultados finais de depuração da água e produção de biogás.

Verificar as chances de ocorrer a obstrução dos orifícios, que permitem que tanto o biogás entre dentro da coluna para borbulhar pela água da superfície aeróbia, quanto do líquido anaeróbio de entrar dentro do tubo/coluna para ser direcionado para a bomba de recirculação inferior, o possível ocorrimto de entupimento dos orifícios da coluna pode requerer o desligamento da bomba de recirculação de líquido do fundo anaeróbio, e isso influenciar negativamente o funcionamento do sistema, sem a chance de ocorrer uma completa inativação da digestão metanogênica. Pois é esperado que a digestão metanogênica ocorra mesmo sem a recirculação inferior. Sendo a recirculação superior a que realmente pode ter maior influência negativa se parar de funcionar, num caso desse a recirculação diária da água da lagoa para a bacia de algas não poderá ser feita.

Desenvolver um dispositivo que consiga remover os sedimentos do fundo da lagoa, que se acumularão com o tempo, e que tem valor agrônômico, algo como duas cordas com tábuas de cerca de 30 – 40 cm com dois furos em cada extremidade, de modo que duas cordas passem cada uma por um buraco, e haja várias dessas tábuas presas nas duas cordas, distantes uns cerca de 20-40 cm, como uma escada feita de corda, que ao ser posta no fundo da lagoa tenha peso suficiente que consiga se manter contra o chão e por meio da tensão realizada por uma pessoa, arrastar os sedimentos do fundo em direção a borda até ser possível retirar o lodo.

Verificar na prática a proposta de hidrólise da combinação de resíduos sólidos orgânicos, via a acomodação do mesmo dentro de sacos trançados e estes serem postos dentro de reatores metanogênicos que inundarão os sacos de modo que fiquem flutuando no líquido, e testar variações, como colocar esses sacos, cheios de resíduos sólidos, diretamente no fundo da lagoa, com corda amarrada no saco como forma de retirá-lo quando estiver hidrolisado. Outra proposta que pode ser verificada é a alimentação do sistema de lagoa de biometanização com vinhaça, e estimular a ocorrência de acidogênese no primeiro compartimento dentro da lagoa via a sobrecarga e consequente acidificação do mesmo.

Estimar a quantidade de horas diárias que são necessárias para o compressor de biogás recircular o biogás no compartimento anaeróbio, de modo que se otimize a absorção de gás carbônico, com um mínimo de tempo de bombeamento. Inserir no projeto os sistemas de controle que, a partir da medida de variáveis em sensores, realização as ações de ligar e desligar as bombas de recirculação de biogás e de aquecimento do biodigestor.

8 REFERÊNCIAS³⁷

ABDESHAHIAN, P.; LIM, J. S.; HO, W. S.; HASHIM, H.; LEE, C. T. Potential of biogas production from farm animal waste in Malaysia. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 60, p. 714–723, 2016. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032116001477>>.

ABICHOU, T.; BARLAZ, M. a.; GREEN, R.; HATER, G. Liquid balance monitoring inside conventional, Retrofit, and bio-reactor landfill cells. **Waste Management**, v. 33, n. 10, p. 2006–2014, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X13002547>>.

ABOU-SHANAB, R. a. I.; JI, M.-K.; KIM, H.-C.; PAENG, K.-J.; JEON, B.-H. Microalgal species growing on piggery wastewater as a valuable candidate for nutrient removal and biodiesel production. **Journal of Environmental Management**, v. 115, p. 257–264, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S030147971200607X>>.

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - 2013**. [s.l: s.n.].

ADEY, W. H.; LOVELAND, K. **Dynamic aquaria: building and restoring living ecosystems**. [s.l.] Academic, 2007.

ADL, M.; SHENG, K.; GHARIBI, A. Examining a Pretty Simple and Low Cost Method for Modeling of Biogas Production from Biodegradable Solids. **Energy Procedia**, v. 75, p. 748–753, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.504>>.

AGÊNCIA_DE_PROTEÇÃO_AMBIENTAL_DOS_ESTADOS_UNIDOS_DA_AMÉRICA. **Characterization of municipal solid wastes in the United States**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.epa.gov/epaoswer/non-hw/muncpl/msw98.html>>.

AGNELLI, J. A. B. **Avaliação da potencialidade de produção de hidrogênio e gás a partir de efluentes industriais e domésticos utilizando diferentes inóculos**. 2010. Universidade de São Paulo, 2010.

³⁷ De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6023.2002

AGUILAR, F. X. **How To Install a Polyethylene Biogas Plant**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://redbiolac.org/biblioteca/M_BDG_Aguilar.pdf>.

AIELLO, L. C.; WHEELER, P.; CHIVERS, D. The Expensive-Tissue Hypothesis The Brain and the Digestive Evolution '. **Current Anthropology**, v. 36, n. 2, p. 199–221, 1995.

ALLEN, E.; BROWNE, J.; HYNES, S.; MURPHY, J. D. The potential of algae blooms to produce renewable gaseous fuel. **Waste Management**, v. 33, n. 11, p. 2425–2433, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X13002948>>.

ALVINGE, S. **Evaluation of emergent macrophytes as a source for biogas production after mechanical, alkaline and fungal pretreatments**. 2010. 2010.

ARNOLD, M. **Reduction and monitoring of biogas trace compounds**. [s.l: s.n.]

ARRIGO, K. R.; PEROVICH, D. K.; PICKART, R. S.; BROWN, Z. W.; VAN DIJKEN, G. L.; LOWRY, K. E.; MILLS, M. M.; PALMER, M. A.; BALCH, W. M.; BATES, N. R.; BENITEZ-NELSON, C. R.; BROWNLEE, E.; FREY, K. E.; LANEY, S. R.; MATHIS, J.; MATSUOKA, A.; GREG MITCHELL, B.; MOORE, G. W. K.; REYNOLDS, R. A.; SOSIK, H. M.; SWIFT, J. H. Phytoplankton blooms beneath the sea ice in the Chukchi sea. **Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 105, p. 1–16, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.03.018>>.

ARUN, N.; SINGH, D. P. Microalgae : The Future Fuel. v. 3, n. 1, p. 46–54, 2012.

BAERE, L. De. The Dranco Technology: A unique digestion technology for solid organic waste. **Organic Waste Systems (OWS) Pub. Brussels, Belgium**, p. 1–8, 2010. Disponível em: <<http://www.ows.be/wp-content/uploads/2013/02/The-DRANCO-technology-2012.pdf>>.

BAMWOYA, J. J.; RUTHERFORD, L. A.; HENNINGER, P. A.; HORNE, W. H. **Toxic Contaminants in Soils and Sediments at Four Wood Preservation Facilities in Atlantic Canada. EPS-5-AR-91-2**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/arsenic_comp/index-eng.php>.

BATESON, G. **Steps to an ecology of mind. collected essays in anthropology, psychiatry, evolution, and epistemology**. [s.l: s.n.]

BATESON, G. **A sacred unity: further steps to an ecology of mind**. New York: Harper Collins, 1991.

BATSTONE, D. J.; JENSEN, P. D. Anaerobic Processes. In: WILDERER, P.; ROGERS, P.; UHLENBROOK, S.; FRIMMEL, F.; HANAKI, K.; VEREIJKEN, T. (Ed.). **Treatise on Water Science**. 1st. ed. Oxford: Elsevier, 2011. p. 615–639.

BECK-FRIIS, B.; SMARS, S.; JÖNSSON, H.; KIRCHMANN, H. Gaseous Emissions of Carbon Dioxide, Ammonia and Nitrous Oxide from Organic Household Waste in a Compost Reactor under Different Temperature Regimes. **J. agric. Engng. Res.**, v. 78, n. 4, p. 423–430, 2001.

BECKER, J.; HOPKINS, S.; LEE, A.; KIELY, T.; JONES, S.; PETRIE, R.; SHAMIM, A. N.; MOSTAGHIMI, S.; CHEN, J.; AVIADO, D.; DOLE, T.; MCMAHON, T.; LEIGHTON, T.; ELKASSABANY, N.; WORMELL, L.; ISBELL, D.; ROSS, P.; STANGEL, D.; ELLIOT, R. Reregistration Eligibility Decision for Chromated Arsenicals. . 2008, p. 50.

BELL, D. **The coming of post industrial society**The coming of post industrial society, 1973. .

BENIPAL, N.; QI, J.; JOHNSTON, P. A.; GENTILE, J. C.; BROWN, R. C.; LI, W. Direct fast pyrolysis bio-oil fuel cell. **Fuel**, v. 185, p. 85–93, 2016. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0016236116306974>>.

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. Disponível em: <http://ac.els-cdn.com/S0961953405001947/1-s2.0-S0961953405001947-main.pdf?_tid=f8cc1fba-5c17-11e6-b9d7-00000aacb361&acdnat=1470517051_66bbe09a8d112e007bd2f207f63b42ec>.

BERTALANFFY, L. Von. **Teoria geral dos sistemas: fundamentos, desenvolvimento e aplicações**. 2008. ed. São Paulo: Vozes, 1969.

BIGUM, M.; BROGAARD, L.; CHRISTENSEN, T. H. Metal recovery from high-grade WEEE: A life cycle assessment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 207–208, p. 8–14, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.10.001>>.

BOHM, D.; HILEY, B. J. On a quantum algebraic approach to a generalized phase space. **Foundations of Physics**, v. 11, n. 3–4, p. 179, 1981. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/10.1007/BF00726266>>.

BORA, B. J.; SAHA, U. K.; CHATTERJEE, S.; VEER, V. Effect of compression ratio on performance, combustion and emission characteristics of a dual fuel diesel engine run on

raw biogas. **Energy Conversion and Management**, v. 87, p. 1000–1009, 2014.

BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality management**. Norwel: Kluwer Academic Publishers, 1998.

BRADLEY, D. C. Secular trends in the geologic record and the supercontinent cycle. **Earth-Science Reviews**, v. 108, n. 1–2, p. 16–33, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.05.003>>.

BRANCHER, T. **Estoque e ciclagem de carbono de sistemas agroflorestais em tomé-
açu , amazônia oriental**. 2010. UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ – UFPA MUSEU
PARAENSE EMÍLIO GOELDI, 2010. Disponível em:
<[http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/61103/1/Dissertacao-Tobias-
Brancher.pdf](http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/61103/1/Dissertacao-Tobias-Brancher.pdf)>.

BRASIL. ABNT -NBR 10.004/2004 - Resíduos sólidos - Classificação. . 2004 a, p. 7–18.

BRASIL. ABNT - NBR 10007:2004 Amostragem de resíduos sólidos. . 2004 b, p. 25.

BRASIL. NBR ISO 14044. Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações. . 2009, p. 50.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. . 2010 a, p. 164.

BRASIL. Decreto Nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Im. . 2010 b, p. 1–22.

BRUMMETT, R. E. Integrated Aquaculture in Subsaharan Africa. **Environment Development and Sustainability**, v. 1, n. 3–4, p. 315–321, 1999.

BRUNI, E.; JENSEN, A. P.; ANGELIDAKI, I. Comparative study of mechanical, hydrothermal, chemical and enzymatic treatments of digested biofibers to improve biogas production. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 22, p. 8713–8717, 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852410011090>>.

BUREN, A. Van. **A chinese biogas manual**. Forest Grove, OR: Intermediate Technology Publications Ltd., 1979.

BUZZINI, A. P.; PIRES, E. C. Evaluation of a upflow anaerobic sludge blanket reactor with partial recirculation of effluent used to treat wastewaters from pulp and paper plants. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 9, p. 1838–1848, 2007.

CABBAI, V.; BALLICO, M.; ANEGGI, E.; GOI, D. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. **Waste Management**, v. 33, n. 7, p. 1626–1632, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X13001621>>.

CAMPISI, T.; SAMORÌ, C.; TORRI, C.; BARBERA, G.; FOSCHINI, A.; KIWAN, A.; GALLETTI, P.; TAGLIAVINI, E.; PASTERIS, A. Chemical and ecotoxicological properties of three bio-oils from pyrolysis of biomasses. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 132, p. 87–93, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.05.027>>.

CAMUS, A. **O mito de sísifo**. 1979. ed. Oeiras: Livros do Brasil, 1942.

CANADA. Arsenic and its Compounds - PSL1. . 1993.

CAPRA, F. **O tao da física**. 3 ed. ed. Brasil: Editora Cultrix, 1987.

CAPRA, F. **The web of life**. 1 ed. ed. Estados Unidos da América: Anchor Books, 1996.

CARLSSON, M.; NAROZNOVA, I.; MØLLER, J.; SCHEUTZ, C.; LAGERKVIST, A. Importance of food waste pre-treatment efficiency for global warming potential in life cycle assessment of anaerobic digestion systems. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 102, p. 58–66, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344915300306>>.

CARSON, R.; DARLING, L.; DARLING, L. **Silent spring**. Boston: Houghton Mifflin, 1962.

CASTRO, M. A. S. de. Diagnóstico Da Gestão De Resíduos De Equipamentos Eletroeletrônicos E Proposta De Modelo Em Um Contexto De Green Supply Chain Management. **Tese USP**, 2014. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-23032015-100253/publico/TESE_Marco_Aurelio_Soares_de_Castro.pdf>.

CAVINATO, C.; GIULIANO, a.; BOLZONELLA, D.; PAVAN, P.; CECCHI, F. Bio-hythane production from food waste by dark fermentation coupled with anaerobic digestion process: A long-term pilot scale experience. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 37, n. 15, p. 11549–11555, 2012. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0360319912007124>>.

CERVI, R. G. **Avaliação econômica do aproveitamento do biogás e biofertilizante produzido por biodigestão anaeróbia : estudo de caso em unidade biointegrada**. 2009. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2009.

CHANAKYA, H.; ASTRA, J.; AREAS, R. Solid Phase Fermentation of Untreated. **Program**, v. 5, n. 5, p. 369–377, 1993.

CHANAKYA, H. N.; SRIKUMAR, K. G.; ANAND, V.; MODAK, J.; JAGADISH, K. S. Fermentation properties of agro-residues, leaf biomass and urban market garbage in a solid phase biogas fermenter. **Biomass and Bioenergy**, v. 16, p. 417–429, 1999.

CHANAKYA, H. N.; VENKATSUBRAMANIAM, R.; MODAK, J. Fermentation and methanogenic characteristics of leafy biomass feedstocks in a solid phase biogas fermentor. **Bioresource Technology**, v. 62, n. 3, p. 71–78, 1997. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852497001399>>.

CHEN, B.; CHEN, S. Life cycle assessment of coupling household biogas production to agricultural industry: A case study of biogas-linked persimmon cultivation and processing system. **Energy Policy**, v. 62, p. 707–716, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301421513007271>>.

CHEN, C.; YU, J.; YOZA, B. A.; LI, Q. X.; WANG, G. A novel “wastes-treat-wastes” technology: role and potential of spent fluid catalytic cracking catalyst assisted ozonation of petrochemical wastewater. **Journal of environmental management**, v. 152, p. 58–65, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479715000316>>.

CHERUBINI, F. The biorefinery concept: Using biomass instead of oil for producing energy and chemicals. **Energy Conversion and Management**, v. 51, n. 7, p. 1412–1421, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.enconman.2010.01.015>>.

CHERUBINI, F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. **Energy**, v. 34, n. 12, p. 2116–2123, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360544208002120>>.

CHIEW, Y. L.; SPÅNGBERG, J.; BAKY, A.; HANSSON, -Anders; JÖNSSON, H. Environmental impact of recycling digested food waste as a fertilizer in agriculture—A case study. **“Resources, Conservation & Recycling”**, v. 95, p. 1–14, 2015.

COLLET, P.; HÉLIAS, A.; LARDON, L.; RAS, M.; GOY, R.-A.; STEYER, J.-P. Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 207–214, 2011. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852410011594>>.

COLORADO-PLATEAU-GEOSYSTEMS-INC. **Map of the continents as they looked 340 million years ago**. Disponível em: <http://cpgeosystems.com/rect_globe.html>.

CONSTANTE, A.; PILLAY, S.; NING, H.; VAIDYA, U. K. Utilization of algae blooms as a source of natural fibers for biocomposite materials: Study of morphology and mechanical performance of Lyngbya fibers. **Algal Research**, v. 12, p. 412–420, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2211926415300795>>.

CORRÊA DO LAGO, A.; BONOMI, A.; CAVALETT, O.; PEREIRA DA CUNHA, M.; PINHEIRO LIMA, M. A. Sugarcane as a carbon source: The Brazilian case. **Biomass and Bioenergy**, v. 46, p. 5–12, 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953412003479>>.

COSSEY, P. J. et al. British Lower Carboniferous Stratigraphy. **Geological Conservation Review Series, JNCC, Peterborough**, n. n. 29, p. 3, 2004.

COSTA, F. J. C. B.; ROCHA, B. B. M.; VIANA, C. E.; TOLEDO, A. C. UTILIZATION OF VINASSE EFFLUENTS FROM AN ANAEROBIC REACTOR. **Water Science & Technology**, v. 18, n. 12, p. 135–141, 1987.

CROXATTO VEGA, G. C.; TEN HOEVE, M.; BIRKVED, M.; SOMMER, S. G.; BRUUN, S. Choosing co-substrates to supplement biogas production from animal slurry – A life cycle assessment of the environmental consequences. **Bioresource Technology**, v. 171, p. 410–420, 2014. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852414012152>>.

DAS NEVES, M. G. F. P.; TUCCI, C. E. M. Composição de resíduos de varrição e resíduos carreados pela rede de drenagem, em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 4, p. 331–336, 2011.

DE CASTRO, E. V. DANOWSKI, D. **Há um mundo por vir? ensaios sobre os medos**

e os fins. 1 ed. ed. São Paulo, Florianópolis: Desterro, 2014.

DE LA NOUE, J.; DE PAUW, N. The potential of microalgal biotechnology: a review of production and uses of microalgae. **Biotechnology advances**, v. 6, n. 4, p. 725–770, 1988.

DIANA, J. S.; EGNA, H. S.; CHOPIN, T.; PETERSON, M. S.; CAO, L.; POMEROY, R.; VERDEGEM, M.; SLACK, W. T.; BONDAD-REANTASO, M. G.; CABELLO, F. Responsible Aquaculture in 2050: Valuing Local Conditions and Human Innovations Will Be Key to Success. **BioScience**, v. 63, n. 4, p. 255–262, 2013. Disponível em: <<http://bioscience.oxfordjournals.org/cgi/doi/10.1525/bio.2013.63.4.5>>.

DUGAN, G. L.; GOLUEKE, C. G.; OSWALD, W. J. **Recycling system for poultry wastesJ Water Pollut Control Fed**, 1972. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?cmd=Retrieve&db=PubMed&dopt=Citation&list_uids=5017466>.

E.U.A._EPA. **U . S . Methane Emissions 1990 – 2020 : Inventories , Projections , and Opportunities for ReductionsEnergy**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <[http://calysta.com/pdfs/EPA Methane Emissions 1990-2020.pdf](http://calysta.com/pdfs/EPA%20Methane%20Emissions%201990-2020.pdf)>.

E.U.A.-E.P.A. Summary Report of the EPA/AWPI Arsenic and Chromium Roundtable. Held in New Orleans, Louisiana on June 18, 1996. (O. Eastern Research Group, Inc., Lexington, MA.; National Risk Management Research Lab. Cincinnati, Ed.) In: EPA/AWPI Arsenic and Chromium Roundtable, Washington, D.C. **Anais...** Washington, D.C.: Environmental Protection Agency Office of Research and Development, 1997. Disponível em: <[https://ntrl.ntis.gov/NTRL/dashboard/searchResults.xhtml?searchQuery=SUMMARY REPORT OF THE EPA/AWPI ARSENIC AND CHROMIUM ROUNDTABLE EASTERN RESEARCH GROUP, INC.](https://ntrl.ntis.gov/NTRL/dashboard/searchResults.xhtml?searchQuery=SUMMARY%20REPORT%20OF%20THE%20EPA/AWPI%20ARSENIC%20AND%20CHROMIUM%20ROUNDTABLE%20EASTERN%20RESEARCH%20GROUP,%20INC.)>.

EL-SHAFI, S. A.; EL-GOHARY, F. A.; NASR, F. A.; PETER VAN DER STEEN, N.; GIJZEN, H. J. Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 4, p. 798–807, 2007.

ELMITWALLI, T. A.; VAN DUN, M.; BRUNING, H.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The role of filter media in removing suspended and colloidal particles in an anaerobic reactor treating domestic sewage. **Bioresource Technology**, v. 72, n. 3, p. 235–242, 2000.

EMBRAPA. **Fossa Séptica Biodigestora**Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, , 2010. .

ESTADOS_UNIDOS_DA_AMÉRICA. **Economic Report of the President**. [s.l: s.n.].

Disponível em: <<https://www.gpo.gov/fdsys/pkg/ERP-2011/pdf/ERP-2011.pdf>>.

FANTOZZI, F.; BURATTI, C. Anaerobic digestion of mechanically treated OFMSW: Experimental data on biogas/methane production and residues characterization. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 19, p. 8885–8892, 2011. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852411009047>>.

FDÉZ.-GÜELFO, L. a.; ÁLVAREZ-GALLEGO, C.; SALES MÁRQUEZ, D.; ROMERO GARCÍA, L. I. Start-up of thermophilic–dry anaerobic digestion of OFMSW using adapted modified SEBAC inoculum. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 23, p. 9031–9039, 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852410012095>>.

FENG, D.; WU, Z.; WANG, D. Effects of N source and nitrification pretreatment on growth of *Arthrosira platensis* in human urine. **Journal of Zhejiang University SCIENCE A**, v. 8, n. 11, p. 1846–1852, 2007. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/10.1631/jzus.2007.A1846>>.

FERNANDES, B. S. **Produção de hidrogênio em reator anaróbio de leito fixo**. 2008. Universidade de são paulo, 2008.

FERRARINI, S. F. **Estabelecimento de metodologia para remoção de cobre, cromo e arsênio de resíduos de madeira tratada com arseniato de cobre cromatado - cca**. 2012. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 2012.

FERREIRA, M. J.; ALMEIDA, M. F.; PINHO, S. C.; SANTOS, I. C. Finished leather waste chromium acid extraction and anaerobic biodegradation of the products. **Waste Management**, v. 30, n. 6, p. 1091–1100, 2010.

FINNVEDEN, G. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 26, n. 3–4, p. 173–187, 1999.

FLANAGAN, S. V; JOHNSTON, R. B.; ZHENG, Y. Arsenic in tube well water in Bangladesh: health and economic impacts and implications for arsenic mitigation. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 90, n. 11, p. 793–868, 2012. Disponível em: <<http://www.who.int/bulletin/volumes/90/11/11-101253/en/>>.

FRÉSCA, F. R. C. **Estudo da geração de resíduos sólidos domiciliares no município de São Carlos, SP, a partir da caracterização física**. 2007. .

FRICKE, K.; SANTEN, H.; WALLMANN, R. Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. **Waste Management**, v. 25, n. 8, p. 799–810, 2005.

FUKUDA, J. C. **Biodigestor de baixo custo na sede de uma unidade de conservação : alternativa sanitária para a região lavras - mg**. 2013. Universidade Federal de Lavras, 2013.

GAJDOS, R. Bioconversion of organic waste by the year 2010: To recycle elements and save energy. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 23, n. 1–2, p. 67–86, 1998.

GÁL, D.; KEREPECZKI, É.; TÜNDE, K.; PEKÁR, F. Nutrient reusing capacity of a combined pond aquaculture system. **AACL Bioflux**, v. 3, n. 1, p. 347–353, 2010.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BALIGAR, V. C.; MACHADO, R. C. R. Carbon storage in soil size fractions under Two cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. **Environmental Management**, v. 45, n. 2, p. 274–283, 2010.

GARFÍ, M.; MARTÍ-HERRERO, J.; GARWOOD, A.; FERRER, I. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 60, p. 599–614, 2016. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032116001015>>.

GAVALA, H. N.; YENAL, U.; SKIADAS, I. V.; WESTERMANN, P.; AHRING, B. K. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. **Water Research**, v. 37, n. 19, p. 4561–4572, 2003.

GE, H.; JENSEN, P. D.; BATSTONE, D. J. Temperature phased anaerobic digestion increases apparent hydrolysis rate for waste activated sludge. **Water Research**, v. 45, n. 4, p. 1597–1606, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.042>>.

GE, X.; XU, F.; LI, Y. Solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Recent progress and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 205, p. 239–249, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.050>>.

GIEG, L. M.; DUNCAN, K. E.; SUFLITA, J. M. Bioenergy production via microbial conversion of residual oil to natural gas. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 74, n. 10, p. 3022–3029, 2008.

GOLLA KOTA, A. R. K.; REDDY, M.; SUBRAMANYAM, M. D.; KISHORE, N. A review on the upgradation techniques of pyrolysis oil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 1543–1568, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.180>>.

GOLUEKE, C. G. **Composting : a study of the process and its principles**. Emmaus, Pa: Rodale Press, 1973.

GÖTSCH, E. **Homem e natureza cultura na agricultura**. Recife - PE: CENTRO DE DESENVOLVIMENTO AGROECOLÓGICO SABIÁ, 1995.

GOWLETT, J. a. J.; WRANGHAM, R. W. Earliest fire in Africa: towards the convergence of archaeological evidence and the cooking hypothesis. **Azania: Archaeological Research in Africa**, v. 48, n. 1, p. 5–30, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/0067270X.2012.756754>>.

GREEN, F. B.; BERNSTONE, L.; LUNDQUIST, T. J.; MUIR, J.; TRESAN, R. B.; OSWALD, W. J. Methane fermentation, submerged gas collection, and the fate of carbon in advanced integrated wastewater pond systems. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 12, p. 55–65, 1995.

GREEN, F. B.; BERNSTONE, L. S.; LUNDQUIST, T. J.; OSWALD, W. J. **Advanced integrated wastewater pond systems for nitrogen removal** *Water Science and Technology*, 1996. .

GREEN, F. B.; LUNDQUIST, T. J.; OSWALD, W. J. **Energetics of advanced integrated wastewater pond systems** *Water Science and Technology*, 1995. .

GUATTARI, F. **The three ecologies**. London and New Brunswick, NJ: The Athlone Press, 2000.

GUIOT, S. R.; PAUSS, a.; COSTERTON, J. W. A structured model of the anaerobic granule consortium. **Water Science and Technology**, v. 25, n. 7, p. 1–10, 1992.

GYATSO, T. **The universe in a single atom: the convergence of science and spirituality**. Estados Unidos da América: Morgan Road Books, 2005.

HABIB, M. A. B.; PARVIN, M.; HUNTINGTON, T. C.; HASAN, M. R. **A REVIEW ON CULTURE , PRODUCTION AND USE OF SPIRULINA AS FOOD FOR HUMANS AND FEEDS FOR** *FAO Fisheries and Aquaculture Circular No . 1034*. [s.l:

s.n.]. Disponível em: <<http://agris.fao.org/agris-search/search/display.do?f=2010/XF/XF0906.xml;XF2009437877>>.

HARADA, H.; UEMURA, S.; CHEN, A.-C.; JAYADEVAN, J. Anaerobic Treatment of a Recalcitrant Distillery Wastewater By a Thermophilic Uasb Reactor. **Bioresource Technology**, v. 55, n. 96, p. 960–852400003, 1996.

HARDIN, G. The Tragedy of the Commons. **Science**, v. 162, n. June, p. 1243–1248, 1968.

HAROUN, M.; IDRIS, A.; SYED OMAR, S. R. A study of heavy metals and their fate in the composting of tannery sludge. **Waste Management**, v. 27, n. 11, p. 1541–1550, 2007.

HARPER, S. R.; POHLAND, F. G. Recent developments in hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment. **Biotechnology and bioengineering**, v. 28, p. 585–602, 1986.

HAVENS, K. E.; PAERL, H. W. Climate Change at a Crossroad for Control of Harmful Algal Blooms. **Environmental Science & Technology**, p. 151014135836005, 2015. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.5b03990>>.

HAWKING, S. **O universo numa casca de noz**. 9 ed. ed. São Paulo, SP: Editora ARX, 2002.

HE, R.; SHEN, D. S.; WANG, J. Q.; HE, Y. H.; ZHU, Y. M. Biological degradation of MSW in a methanogenic reactor using treated leachate recirculation. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 12, p. 3660–3666, 2005.

HEAD, I. M.; JONES, D. M.; LARTER, S. R. Biological activity in the deep subsurface and the origin of heavy oil. **Nature**, v. 426, n. 6964, p. 344–352, 2003.

HENKANATTE-GEDERA, S. M.; SELVARATNAM, T.; CASKAN, N.; NIRMALAKHANDAN, N.; VAN VOORHIES, W.; LAMMERS, P. J. Algal-based, single-step treatment of urban wastewaters. **Bioresource technology**, v. 189, p. 273–8, 2015. Disponível em: <http://apps.webofknowledge.com.proxy1.lib.uwo.ca/full_record.do?product=WOS&search_mode=GeneralSearch&qid=1&SID=2ENDf4oyXGbdlU6Qr5K&page=1&doc=7&cacheurlFromRightClick=no>.

HENZE, M.; HARREMÖES, P. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors

- a litterature review. **Water Science and Technology**, v. 15, n. 184, p. 1–101, 1983.

HERCULANO-HOUZEL, S. The remarkable, yet not extraordinary, human brain as a scaled-up primate brain and its associated cost. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109 Suppl, n. Supplement_1, p. 10661–8, 2012. Disponível em: <http://www.pnas.org/content/109/Supplement_1/10661>.

HIJAZI, O.; MUNRO, S.; ZERHUSEN, B.; EFFENBERGER, M. Review of life cycle assessment for biogas production in Europe. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 54, p. 1291–1300, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.013>>.

HILEY, B. J.; STREET, M. Some Remarks on the Evolution of Bohm's Proposals for an Alternative to Standard Quantum Mechanics..pdf. p. 1–18, 2010.

HJORTH, M.; GRÄNITZ, K.; ADAMSEN, A. P. S.; MØLLER, H. B. Extrusion as a pretreatment to increase biogas production. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 8, p. 4989–4994, 2011. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852411001362>>.

HOLLAND, H. D. The oxygenation of the atmosphere and oceans. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 361, n. 1470, p. 903–915, 2006. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2006.1838>>.

HOWELL, E. a.; BOGRAD, S. J.; MORISHIGE, C.; SEKI, M. P.; POLOVINA, J. J. On North Pacific circulation and associated marine debris concentration. **Marine Pollution Bulletin**, v. 65, n. 1–3, p. 16–22, 2012. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X11002372>>.

HU, Z.; ZHENG, Y.; YAN, F.; XIAO, B.; LIU, S. Bio-oil production through pyrolysis of blue-green algae blooms (BGAB): Product distribution and bio-oil characterization. **Energy**, v. 52, p. 119–125, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S036054421300090X>>.

HUNT, G. M. .; GARRATT, G. A. **Wood preservation**. 6^a ed. ed. Nova York e Londres: McGraw-Hill Book Company Inc., 1938.

HUSSENOT, J.; LEFEBVRE, S.; BROSSARD, N. Open-air treatment of wastewater from marine fish farms in extensive and intensive systems: current technology and future perspectives. **Aquatic Living Resources**, v. 11, n. 4, p. 297, 1998.

HUSSENOT, J. M. . Emerging effluent management strategies in marine fish-culture farms located in European coastal wetlands. **Aquaculture**, v. 226, n. 1, p. 113–128, 2003.

INSTITUTO_BRASILEIRO_DE_GEOGRAFIA_E_ESTADÍSTICA. **Pesquisa nacional de saneamento básico - 2008**. [s.l: s.n.].

ITO, M.; SAIJO, T.; UNE, M. The Tragedy of the Commons revisited Identifying behavioral principles. **Journal of Economic Behavior & Organization**, v. 28, n. 3, p. 311–335, 1995.

JAGADISH, K. S.; CHANAKYA, H. N.; RAJABAPAI, P.; ANAND, V. Plug flow digestors for biogas generation from leaf biomass. **Biomass and Bioenergy**, v. 14, n. 5–6, p. 415–423, 1998.

JANG, Y.-C.; JAIN, P.; TOLAYMAT, T.; DUBEY, B.; TOWNSEND, T. Characterization of pollutants in Florida street sweepings for management and reuse. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 2, p. 320–327, 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479709002953>>.

JAYARAMAN, S. K.; RHINEHART, R. R. Modeling & control policy optimization of algae growth. **Proceedings of the American Control Conference**, v. 2015–July, n. August, p. 1995–2000, 2015.

KAMALI, M.; GAMEIRO, T.; COSTA, M. E. V; CAPELA, I. Anaerobic digestion of pulp and paper mill wastes - An overview of the developments and improvement opportunities. **Chemical Engineering Journal**, v. 298, p. 162–182, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.119>>.

KAYE, T. P. Pine Tar; History And Uses. 1997. Disponível em: <<http://www.maritime.org/conf/conf-kaye-tar.htm>>.

KIM, I. S.; KIM, D. H.; HYUN, S.-H. Effect of particle size and sodium ion concentration on anaerobic thermophilic food waste digestion. **Water Science and Technology**, v. 41, n. 3, p. 67–73, 2000.

KINYU, M. N.; ZHANG, J.; CAMACHO-CÉSPEDES, F.; TEJADA-MARTINEZ, A.; ERGAS, S. J. Use of physical and biological process models to understand the performance of tubular anaerobic digesters. **Biochemical Engineering Journal**, v. 107, p. 35–44, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1369703X15301157>>.

KIZITO, S.; WU, S.; KIRUI, W. K.; LEI, M.; LU, Q.; BAH, H.; DONG, R. Evaluation of slow pyrolyzed wood and rice husks biochar for adsorption of ammonium nitrogen from piggery manure anaerobic digestate slurry. **Science of the Total Environment**, The, v. 505, p. 102–112, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.096>>. Acesso em: 11 ago. 2016.

KLIGERMAN, D. C.; BOUWER, E. J. Prospects for biodiesel production from algae-based wastewater treatment in Brazil: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 1834–1846, 2015.

KOLESÁROVÁ, N.; HUTŇAN, M.; BODÍK, I.; ŠPALKOVÁ, V. Utilization of Biodiesel By-Products for Biogas Production. **Journal of Biomedicine and Biotechnology**, v. 2011, p. 1–15, 2011. Disponível em: <<http://www.hindawi.com/journals/bmri/2011/126798/>>.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. **Revista de Política Agrícola**, n. 3, p. 28–35, 2006.

LAWRENCE, A. W.; ASCE, A. M.; MCCARTY, P. L.; ASCE, M. Unified Basis for Biological Treatment Design and Operation. **Sanitary Engineering Division**, p. 757–778, 1970.

LEITE, G. B.; ABDELAZIZ, A. E. M.; HALLENBECK, P. C. Algal biofuels: Challenges and opportunities. **Bioresource Technology**, v. 145, p. 134–141, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852413002216>>.

LENS, P. N. L.; VISSER, a.; JANSSEN, a. J. H.; POL, L. W. H.; LETTINGA, G. Biotechnological Treatment of Sulfate-Rich Wastewaters. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 28, n. 1, p. 41–88, 1998. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643389891254160>>.

LI, Y.-F.; NELSON, M. C.; CHEN, P.-H.; GRAF, J.; LI, Y.; YU, Z. Comparison of the microbial communities in solid-state anaerobic digestion (SS-AD) reactors operated at mesophilic and thermophilic temperatures. , **Biotechnol., Appl. Microbiol.**, v. 99, p. 969–980, 2015. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.energyfuels.5b00301>>.

LI, Y.; PARK, S. Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 1, p. 821–826, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032110002224>>.

LIANG, Y.; LEONARD, J. J.; FEDDES, J. J.; MCGILL, W. B. A simulation model for ammonia volatilization in composting. **Transactions of the ASAE**, v. 47, n. 5, p. 1667–1680, 2004. Disponível em: <<http://elibrary.asabe.org/azdez.asp?AID=17609&t=2>>.

LIN, H. Thermodynamic entropy fluxes reflect ecosystem characteristics and succession. **Ecological Modelling**, v. 298, p. 75–86, 2015.

LIN, H.; JIANG, P.; ZHANG, J.; WANG, J.; QIN, S.; SUN, S. Genetic and marine cyclonic eddy analyses on the largest macroalgal bloom in the world. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 14, p. 5996–6002, 2011. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21699243>>.

LIU, W.; LIU, S.; HUANG, G. Research on the sorting reclaim system of municipal solid waste based on the concept of “cradle to cradle”. **Procedia Environmental Sciences**, v. 31, p. 482–490, 2016. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 12 ago. 2016.

LIU, X.; XU, L.; SUN, L.; LIU, F.; WANG, Y.; YAN, H.; LIU, Y.; LUO, Y.; HUANG, J. A 400-year record of black carbon flux in the Xisha archipelago, South China Sea and its implication. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 10, p. 2205–2212, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.027>>.

LIU, Z.; ZHANG, C.; LU, Y.; WU, X.; WANG, L.; WANG, L.; HAN, B.; XING, X.-H. States and challenges for high-value biohythane production from waste biomass by dark fermentation technology. **Bioresource Technology**, v. 135, p. 292–303, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852412015295>>.

LOHANI, B. N.; RAJAGOPAL, K. Human and animal waste management strategies in developing countries. **Environmental Sanitation Review**, v. 4/5, 1981.

LORA, E. E. S.; ANDRADE, R. V.; ARADAS, M. E. C. Geração Elétrica Em Pequena Escala a Partir Da Gaseificação De Biomassa. **Proceedings of the 5th Encontro de Energia no Meio Rural**, p. 1–10, 2004.

LOU, X. F.; NAIR, J.; HO, G. Field performance of small scale anaerobic digesters treating food waste. **Energy for Sustainable Development**, v. 16, n. 4, p. 509–514, 2012. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0973082612000415>>.

LOVATO, G.; RATUSZNEI, S. M.; RODRIGUES, J. a. D.; ZAIAT, M. Co-digestion of Whey with Glycerin in an AnSBBR for Biomethane Production. **Applied Biochemistry and**

Biotechnology, 2015. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s12010-015-1863-0>>.

LOVELOCK, J. **The ages of gaia: a biography of our living earth**. Nova York: Norton, 1995.

LOVELOCK, J. E.; MARGULIS, L. Atmospheric homeostasis by and for the biosphere: the gaia hypothesis. **Tellus**, v. XXVI, n. 1–2, p. 2–9, 1974. Disponível em: <[http://web.gps.caltech.edu/classes/ge148c/pdf files/lovelock.pdf](http://web.gps.caltech.edu/classes/ge148c/pdf_files/lovelock.pdf)>.

LYKIDIS, A.; CHEN, C.-L.; TRINGE, S. G.; MCHARDY, A. C.; COPELAND, A.; KYRPIDES, N. C.; HUGENHOLTZ, P.; MACARIE, H.; OLMOS, A.; MONROY, O.; LIU, W.-T. Multiple syntrophic interactions in a terephthalate-degrading methanogenic consortium. **The ISME journal**, v. 5, n. 1, p. 122–130, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/ismej.2010.125>>.

MA, F.; HANNA, M. a. Biodiesel production: a review1Journal Series #12109, Agricultural Research Division, Institute of Agriculture and Natural Resources, University of Nebraska–Lincoln.1. **Bioresource Technology**, v. 70, p. 1–15, 1999.

MACEDO, I. C.; SEABRA, J. E. A.; SILVA, J. E. A. R. Green house gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, n. 7, p. 582–595, 2008. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0961953407002310>>.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 540–555, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032115001203>>.

MARLAND, G.; BODEN, T. A.; ANDRES, R. J. **Global, Regional, and National CO2 Emissions** (O. R. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Ed.) **A Compendium of Data on Global Change**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://cdiac.ornl.gov/trends/emis/overview.html>>.

MARTÍ-HERRERO, J.; CERON, M.; GARCIA, R.; PRACEJUS, L.; ALVAREZ, R.; CIPRIANO, X. The influence of users' behavior on biogas production from low cost tubular digesters: A technical and socio-cultural field analysis. **Energy for Sustainable Development**, v. 27, p. 73–83, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.esd.2015.05.003>>.

MARTÍNEZ-ESPIÑEIRA, R.; CHOPIN, T.; ROBINSON, S.; NOCE, a.; KNOWLER, D.; YIP, W. Estimating the biomitigation benefits of Integrated Multi-Trophic Aquaculture: A contingent behavior analysis. **Aquaculture**, v. 437, p. 182–194, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0044848614006085>>.

MARTINS, C. I. M.; EDING, E. H.; VERDEGEM, M. C. J.; HEINSBROEK, L. T. N.; SCHNEIDER, O.; BLANCHETON, J. P.; D'ORBCASTEL, E. R.; VERRETH, J. a. J. New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. **Aquacultural Engineering**, v. 43, n. 3, p. 83–93, 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0144860910000671>>.

MASSUKADO, L. M. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares.**, 2008. .

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; MACÉ, S.; ASTALS, S. Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 31, n. 2, p. 99–111, 2011. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/full/10.3109/07388551.2010.525496>>.

MATSUOKA, A.; ORTEGA-RETUERTA, E.; BRICAUD, A.; ARRIGO, K. R.; BABIN, M. Characteristics of colored dissolved organic matter (CDOM) in the Western Arctic Ocean: Relationships with microbial activities. **Deep-Sea Research Part II**, v. 118, p. 44–52, 2015.

MATURANA, H. **A ontologia da realidade**. 3^a impr. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1997.

MATURANA, H. R.; URIBE, G.; FRENK, S. A biological theory of relativistic color vision in the primate retina. **Arch. Biol. Med. Exp.**, v. v.1, n. 1, p. 1–30., 1968. Disponível em: <<https://biologyofcognition.wordpress.com/publications/>>.

MATURANA, H. R.; VARELA, F. J. **Autopoiesis and cognition**. [s.l: s.n.]

MCCARTY, P. L. **One hundred years of anaerobic treatment** *Proceedings of the International Symposium on Anaerobic Digestion*, 1982. .

MCINERNEY, M. J.; SIEBER, J. R.; GUNSALUS, R. P. Syntrophy in anaerobic global carbon cycles. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 20, n. 6, p. 623–632, 2009.

MCKENNEDY, J.; SHERLOCK, O. Anaerobic digestion of marine macroalgae: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 1781–1790, 2015.

MELOSI, M. V. **The sanitary city: environmental services in urban america from colonial times to the present**. Abridged e ed. Pittsburg: University of pittsburg Press, 1947.

MENG, Y.; JOST, C.; MUMME, J.; WANG, K.; LINKE, B. An analysis of single and two stage, mesophilic and thermophilic high rate systems for anaerobic digestion of corn stalk. **Chemical Engineering Journal**, v. 288, p. 79–86, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2015.11.072>>.

MERCADO, Á. G. **Remoção de sulfeto de hidrogênio de biogás em instalação piloto com óxido de ferro**. 2010. UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA, 2010. Disponível em: <<http://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/94108>>.

MICKLEWRIGHT, J. T. **Wood Preserving Statistics, 1997**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.awpa.com/shop/pc/viewPrd.asp?idproduct=14>>.

MILLER, S. L. **A production of amino acids under possible primitive earth conditions**. Science (New York, N.Y.), 1953. .

MILTNER, M.; MAKARUK, A.; KRISCHAN, J.; HARASEK, M. Chemical-oxidative scrubbing for the removal of hydrogen sulphide from raw biogas: potentials and economics. **Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 66, n. 6, p. 1354–60, 2012. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22828317>>. Acesso em: 29 jul. 2016.

MINK, R.; DUGAN, P. R. Microbial Production of Methane From Wood and Inhibition by Ethanol Extracts of Wood. **The Ohio Journal of Science**, v. 80, n. 6, p. 242–249, 1980. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/1811/22730>>.

MIRZOYAN, N.; TAL, Y.; GROSS, A. Anaerobic digestion of sludge from intensive recirculating aquaculture systems: Review. **Aquaculture**, v. 306, n. 1–4, p. 1–6, 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0044848610003583>>.

MOHANRAO, G. J. Scientific aspects of cowdung digestion. **Khadi Gramodyog**, v. 29, n. 7, p. 340–347, 1974.

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. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032115000337>>.

MORIN, E. **Ciência com consciência**. 82 ed. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005.

MURPHY, C. F.; ALLEN, D. T. Energy-Water Nexus for Mass Cultivation of Algae. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 13, p. 5861–5868, jul. 2011. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es200109z>>.

MUYZER, G.; STAMS, A. J. M. The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria. **Nature Reviews Microbiology**, v. 6, n. june, 2008. Disponível em: <<http://www.nature.com/doifinder/10.1038/nrmicro1892>>.

NASCIMENTO, F. Desenvolvimento de protótipo de gaseificador de resíduos combustíveis em leito horizontal. 2014.

NEORI, A.; CHOPIN, T.; TROELL, M.; BUSCHMANN, A. H.; KRAEMER, G. P.; HALLING, C.; SHPIGEL, M.; YARISH, C. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. **Aquaculture**, v. 231, p. 361–391, 2004.

NETO, J. B. **Medidas da emissão de gases de oito aterros de resíduos sólidos urbanos do estado de são paulo - brasil**. 2009. Universidade de São Paulo, 2009.

NICOLIS, G.; PRIGOGINE, I. **Self-organization in nonequilibrium systems from dissipative structures to order through fluctuations**. New York, London, Sydney Toronto: Wiley-Interscience, 1977.

NIELSEN, P. H.; HAUSCHILD, M. Product specific emissions from municipal solid waste landfills. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 3, n. 3, p. 158–168, 1998.

NIZAMI, A. S.; MURPHY, J. D. What type of digester configurations should be employed to produce biomethane from grass silage? **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 6, p. 1558–1568, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2010.02.006>>.

NIZAMI, a. S.; OROZCO, a.; GROOM, E.; DIETERICH, B.; MURPHY, J. D. How much gas can we get from grass? **Applied Energy**, v. 92, p. 783–790, 2012. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0306261911005435>>.

NOGUEIRA, L. A. H.; LORA, E. E. S. **Dendroenergia: fundamentos e aplicações**. 2 ed. ed. Engenho Novo: Interciência Ltda., 2003.

NOVARINO, D.; ZANETTI, M. C. Anaerobic digestion of extruded OFMSW. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 44–50, 2012. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852411014283>>.

OHLE, A. M.; BILLGER, S. M. Does environmental concern change the tragedy of the commons? Factors affecting energy saving behaviors and electricity usage. **Ecological Economics**, v. 107, p. 1–12, 2014. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092180091400233X>>.

OLESZKIEWICZ, J. a.; SHARMA, V. K. Stimulation and inhibition of anaerobic processes by heavy metals: A review. **Biological Wastes**, v. 31, n. 1, p. 45–67, 1990.

OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO. Evaporações líquidas nas usinas hidrelétricas. p. 61, 2004.

ORGAN, C.; NUNN, C. L.; MACHANDA, Z.; WRANGHAM, R. W. Phylogenetic rate shifts in feeding time during the evolution of Homo. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 35, p. 14555–9, 2011. Disponível em: <<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3167533&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>>.

ORIVE, M.; CEBRIÁN, M.; ZUFÍA, J. Techno-economic anaerobic co-digestion feasibility study for two-phase olive oil mill pomace and pig slurry. **Renewable Energy**, v. 97, p. 532–540, 2016. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960148116305407>>.

OSWALD, W. J. **Ponds in 21st Century**, 1995. . Disponível em: <http://oswaldgreentech.com/sites/default/files/files/Ponds_in_the_21st_Century.pdf>.

OSWALD, W. J. My Sixty Years in Algology. **Applied Phycology**, v. 15, n. 99, p. 99–106, 2003.

OSWALD, W. J.; ASCE, A. M.; GOTAAS, H. B.; ASCE, M. **Photosynthesis in sewage treatment** American Society of Civil Engineers, 1985. .

OSWALD, W. J.; ASCE, F. Advanced integrated wastewater pond systems. In:

Supplying Water and Saving the Environment for Six Billion People, 510, **Anais...**1990.

OSWALD, W. J.; ASCE, M.; GOLUEKE, C. G.; HORNING, D. O. Closed ecological systems. **Sanitary Engineering Division**, v. 6, n. 1, p. 3–20, 1965.

OSWALD, W. J.; GOLUEKE, C. G. Eutrophication Trends in the USA - A problem? **Journal Water Pollution Control Federation**, p. 964–975, 1966.

OSWALD, W. J.; GOTAAS, H. B.; LUDWIG, H. F.; LYNCH, V. Algae Symbiosis in Oxidation Ponds - II. Growth Characteristics of *Chlorella pyrenoidosa* Cultured in Sewage. **Sewage and Industrial Wastes**, v. 25, n. 1, p. 26–37, 1953a.

OSWALD, W. J.; GOTAAS, H. B.; LUDWIG, H. F.; LYNCH, V. **Algae Symbiosis in Oxidation Ponds - III. Photosynthetic Oxygenation** **Sewage and Industrial Wastes**, 1953b.

PALMER, M. A.; SAENZ, B. T.; ARRIGO, K. R. Impacts of sea ice retreat, thinning, and melt-pond proliferation on the summer phytoplankton bloom in the Chukchi Sea, Arctic Ocean. **Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 105, p. 85–104, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.03.016>>.

PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; ALVES SOBRINHO, T.; OLIVEIRA, P. T. S. De; RODRIGUES, D. B. B. Effect of Soil Tillage and Plant Residue on Surface Roughness of an Oxisol Under Simulated Rain. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 1, p. 268–278, 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832015000100268&lng=en&nrm=iso&tlng=en>.

PARENTI JUNIOR, H. **Aproveitamento energético do gás do aterro sanitário de São Carlos (sp): viabilidade e oportunidades**. 2006. Universidade de São Paulo, 2006.

PASQUER, B.; METZL, N.; GOOSSE, H.; LANCELOT, C. What drives the seasonality of air-sea CO₂ fluxes in the ice-free zone of the Southern Ocean: A 1D coupled physical-biogeochemical model approach. **Marine Chemistry**, v. 177, p. 554–565, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marchem.2015.08.008>>.

PATRICIO, J. H. P. How much soil organic carbon is there in agricultural lands? A case study of a prime agricultural province in Southern Philippines. **Advances in Environmental Sciences -International Journal of the Bioflux Society**, v. 6, n. 3, p. 194–208, 2014.

PEDERSEN, M. F.; BORUM, J. Nutrient control of algal growth in estuarine waters.

Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements... **Oceanographic Literature Review**, v. 44, n. 4, p. 315, 1997. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science?_ob=GatewayURL&_origin=ScienceSearch&_method=citationSearch&_piikey=S0967065397818376&_version=1&_returnURL=&md5=634d050ff7a799b9787ad763bb506001>.

PERSSON, M.; JONSSON, O.; WELLINGER, A. Biogas Upgrading To Vehicle Fuel Standards and Grid. **IEA Bioenergy**, p. 1–32, 2007.

PETERSEN, NIELS MATTHIAS THOMSEN, C. J. **Ledetraad til nordisk oldkyndighed**. Copenhagen: K. Nordiske oldskrift-selskab, 1836.

PIGOU, A. C. **The economics of welfare**. 4 th ed. St. Martin's st., London: Macmillan and Co., limited, 1932.

PIKETTY, T. **O capital no século xxi**. 1 ed. ed. Rio de Janeiro: Intrínseca, 2013.

POESCHL, M.; WARD, S.; OWENDE, P. Environmental impacts of biogas deployment - Part II: Life Cycle Assessment of multiple production and utilization pathways. **Journal of Cleaner Production**, v. 24, p. 184–201, 2012a. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.030>>.

POESCHL, M.; WARD, S.; OWENDE, P. Environmental impacts of biogas deployment – Part I: life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. **Journal of Cleaner Production**, v. 24, p. 168–183, 2012b. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S095965261100480X>>.

POGGI-VARALDO, H. M.; MUNOZ-PAEZ, K. M.; ESCAMILLA-ALVARADO, C.; ROBLEDO-NARVÁEZ, P. N.; PONCE-NOYOLA, M. T.; CALVA-CALVA, G.; RÍOS-LEAL, E.; GALÍNDEZ-MAYER, J.; ESTRADA-VÁZQUEZ, C.; ORTEGA-CLEMENTE, A.; RINDERKNECHT-SEIJAS, N. F. Biohydrogen, biomethane and bioelectricity as crucial components of biorefinery of organic wastes: a review. **Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA**, v. 32, n. 5, p. 353–65, 2014. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24742981>>.

POLPRASERT, C. **Organic waste recycling: technology and management**. Chichester: John Wiley & Sons, 1996.

PRACIANO, A. C.; ALBIEIRO, D.; FEITOSA, E. de O.; MELO, R. P.; MONTEIRO, L. de A. Conversão de motorizador estacionário quatro tempos ciclo otto gasolina para biogás.

In: XLIV Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola - CONBEA, 2015 Hotel Fazenda Fonte Colina Verde - São Pedro - SP. **Anais...** 2015 Hotel Fazenda Fonte Colina Verde - São Pedro - SP: 2015.

PRIMAVESI, A. **O solo tropical - casos - perguntando sobre solo 1.** [s.l: s.n.]

PUCCI, F. G. **Biometanização da fração orgânica do resíduo sólido urbano : uma revisão do estado da arte.** 2013. Universidade Federal de São Carlos, 2013.

PYLKKÄNEN, P. Cognition, the implicate order and rainforest realism. **Futura**, v. Futura, n. 2, p. 74–83, 2012.

QIAN, M. Y.; LI, R. H.; LI, J.; WEDWITSCHKA, H.; NELLES, M.; STINNER, W.; ZHOU, H. J. Industrial scale garage-type dry fermentation of municipal solid waste to biogas. 2016.

QUIRAPAS, M. A. J. R.; LIN, H.; ABUNDO, M. L. S.; BRAHIM, S.; SANTOS, D. Ocean renewable energy in Southeast Asia: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 41, p. 799–817, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.08.016>>.

RAMAN, A. Discovery of *Kerria lacca* (Insecta: Hemiptera: Coccoidea), the lac insect, in India in the late 18th century. **Current Science**, v. 106, n. 6, p. 886–890, 2014. Disponível em: <<http://www.currentscience.ac.in/Volumes/106/06/0886.pdf>>.

RANKIN, D. J.; BARGUM, K.; KOKKO, H. The tragedy of the commons in evolutionary biology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 22, n. 12, p. 643–651, 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169534707002741>>.

RATANATAMSKUL, C.; WATTANAYOMMANAPORN, O.; YAMAMOTO, K. An on-site prototype two-stage anaerobic digester for co-digestion of food waste and sewage sludge for biogas production from high-rise building. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 102, p. 143–148, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.03.019>>.

RAVEN, J. A.; FALKOWSKI, P. G. Oceanic sinks for atmospheric CO₂. **Plant Cell and Environment**, n. 22, p. 741–755, 1999.

RAVINDRANATH, N. H.; CHANAKYA, H. N. Biomass based energy system for a South Indian village. **Biomass**, v. 9, n. 3, p. 215–233, 1986. Disponível em:

<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0144456586900910>>.

REESE, R. G. **ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA - Estudo Geológico Norteamericano: Arsenic.** [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/arsenic/160498.pdf>>.

REHL, T.; MÜLLER, J. Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 56, n. 1, p. 92–104, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.08.007>>.

RESH, H. M. **Hydroponic food production.** [s.l.] CRC Press Taylor & Francis Group, 2013.

RICARDO, C. M. **Avaliação econômica de biodigestor de fluxo tubular, com sistema de recirculação, no tratamento de dejetos de suínos.** 2012. Universidade Federal de Lavras, 2012.

ROADIFER, R. E. **In exploration for heavy crude oil and natural bitumen v. 25 - am. assoc. petrol. geol.** Tulsa: ed. Meyer, R.F., 1987.

ROBBIANI, Z.; VOEGELI, Y.; LOHRI, C. R. **Technological and operational improvements of a dry digestion pilot biogas plant developed by Sandec in Kumasi.** [s.l.: s.n.].

RODRIGUEZ, L.; PRESTON, T. R. Biodigester installation manual. **Tropical Agriculture**, p. 1–30, 2011. Disponível em: <<http://energysavingnow.com/bagdigesters/faoi.pdf>>.

ROMANO, P. V.; KROGMANN, U.; WESTENDORF, M. L.; STROM, P. F. Reduction of fecal Streptococci and Strongyle eggs and release of Aspergillus fumigatus during small-scale composting of horse manure mixed with wood shavings. **Compost Sci. Util.**, v. 14, n. 2, p. 132–141, 2006.

RUBIN, R. S.; CASTRO, M. A. S. De; BRANDÃO, D.; SCHALCH, V.; OMETTO, A. R. Utilization of Life Cycle Assessment methodology to compare two strategies for recovery of copper from printed circuit board scrap. **Journal of Cleaner Production**, v. 64, p. 297–305, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.07.051>>.

SAHA, D.; RANJAN, S. K.; MALLICK, C. B.; VIDYARTHI, A. S.; RAMANI, R. Genetic diversity in lac resin-secreting insects belonging to *Kerria* spp., as revealed through

ISSR markers. **Biochemical Systematics and Ecology**, v. 39, n. 2, p. 112–120, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.bse.2011.01.016>>.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. **Biomass and Bioenergy**, v. 33, n. 9, p. 1101–1107, 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S096195340900052X>>.

SANTI, G.; PROIETTI, S.; MOSCATELLO, S.; STEFANONI, W.; BATTISTELLI, A. Anaerobic digestion of corn silage on a commercial scale: Differential utilization of its chemical constituents and characterization of the solid digestate. **Biomass and Bioenergy**, v. 83, p. 17–22, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S096195341530088X>>.

SATCHATIPPAVARN, S.; MARTINEZ-HERNANDEZ, E.; HANG, M. Y. L. P.; LEACH, M.; YANG, A. Urban biorefinery for waste processing. **Chemical Engineering Research and Design**, p. 1–10, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0263876215003743>>.

SCHALCH, V. **Divisão dos resíduos sólidos quanto a sua origem e periculosidade de acordo com a PNRSS** São Carlos, 2015. .

SCHIETTECATTE, W.; TIZE, R.; DE WEVER, H. Comparison of costs for three hypothetical alternative kitchen waste management systems. **Waste management & research: the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA**, v. 32, n. 11, p. 1094–102, 2014. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25341873>>.

SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J. B.; HAMELERS, H. V. M.; LETTINGA, G. A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Bioresource Technology**, v. 65, n. 3, p. 175–190, 1998.

SELVARATNAM, T.; PEGALLAPATI, A.; MONTELYA, F.; RODRIGUEZ, G.; NIRMALAKHANDAN, N.; LAMMERS, P. J.; VAN VOORHIES, W. Feasibility of algal systems for sustainable wastewater treatment. **Renewable Energy**, v. 82, p. 1–6, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2014.07.061>>.

SEQUEIRA, V.; G. BEZKOROWAJNYJ, P. Improved management of *Butea monosperma* (Lam.) Taub for lac production in India. **Forest Ecology and Management**, v. 102, n. 2–3, p. 225–234, 1998. Disponível em: <http://ac.els-cdn.com/S0378112797001643/1-s2.0-S0378112797001643-main.pdf?_tid=02cb027c-58be-11e6-9f9f-00000aacb35e&acdnt=1470148559_475469dc3b0fad87749be16838c1449b>.

SERRANO, O.; MATEO, M. a.; DUEÑAS-BOHÓRQUEZ, a.; RENOM, P.; LÓPEZ-SÁEZ, J. a.; MARTÍNEZ CORTIZAS, a. The Posidonia oceanica marine sedimentary record: A Holocene archive of heavy metal pollution. **Science of The Total Environment**, v. 409, n. 22, p. 4831–4840, 2011. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969711008242>>.

SHEEHAN, G. J.; GREENFIELD, P. F. Utilisation, treatment and disposal of distillery wastewater. **Water Research**, v. 14, p. 257–277, 1980.

SHILTON, A.; GUIEYSSE, B. Sustainable sunlight to biogas is via marginal organics. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 21, n. 3, p. 287–291, 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0958166910000479>>.

SHNEL, N.; BARAK, Y.; EZER, T.; DAFNI, Z.; VAN RIJN, J. Design and performance of a zero-discharge tilapia recirculating system. **Aquacultural Engineering**, v. 26, n. 3, p. 191–203, 2002.

SHORT, J. A.; PEDERSEN, O.; KENDRICK, G. A. Turf algal epiphytes metabolically induce local pH increase, with implications for underlying coralline algae under ocean acidification. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 164, p. 463–470, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2015.08.006>>.

SHOTYK, W. History of Atmospheric Lead Deposition Since 12,370±14C yr BP from a Peat Bog, Jura Mountains, Switzerland. **Science**, v. 281, n. 5383, p. 1635–1640, 1998.

SINGH, A.; OLSEN, S. I. A critical review of biochemical conversion, sustainability and life cycle assessment of algal biofuels. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3548–3555, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.12.012>>.

SINGH, R. B. **The Plowboy Interview n. 18** **Mother Earth News** Bio-gas plant: design with specifications. Gobar gas Research Station. 1973. Univerdity of Wisconsin. 96 p., , 1972. Disponível em: <http://journeytoforever.org/biofuel_library/MENintvus/singhintvu.html>.

SINGH JATANA, G.; HIMABINDU, M.; THAKUR, H. S.; RAVIKRISHNA, R. V. Strategies for high efficiency and stability in biogas-fuelled small engines. 2014.

SJOLLEMA, S. B.; REDONDO-HASSELERHARM, P.; LESLIE, H. A.; KRAAK, M. H. S.; VETHAAK, A. D. Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? **Aquatic Toxicology**, v. 170, p. 259–261, 2016.

SKILLICORN, P.; SPIRA, W.; JOURNEY, W. **Duckweed aquaculture: a new aquatic farming system for developing countries**. Washington, D.C.: The World Bank, 1993.

SMITH, A. H.; LINGAS, E. O.; RAHMAN, M. Contamination of drinking-water by arsenic in Bangladesh: A public health emergency. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 78, n. 9, p. 1093–1103, 2000.

SORATHIYA, L. M.; FULSOUNDAR, a. B.; TYAGI, K. K.; PATEL, M. D.; SINGH, R. R. Eco-friendly and modern methods of livestock waste recycling for enhancing farm profitability. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 3, n. 1, p. 50, 2014. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s40093-014-0050-6>>.

SORRELL, S.; SPEIRS, J.; BENTLEY, R.; BRANDT, A.; MILLER, R. **Global Oil Depletion: An Assessment of the Evidence for a Near-term Peak in Global Oil ProductionEnergy Policy**. [s.l.] Technology and Policy Assessment function - UK Energy Research centre, 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301421510003204>>.

SOSNOWSKI, P.; WIECZOREK, a; LEDAKOWICZ, S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. **Advances in Environmental Research**, v. 7, n. 3, p. 609–616, 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1093019102000497>>.

SOUZA, M. V. N.; KUNZ, A. Dispositivo Indicador de Troca de Filtro para Biogás (Embrapa Biogás TF-01). **Comunicado Técnico Embrapa**, v. 478, n. Julho, p. 1–4, 2010.

SPERANZA, L. G.; INGRAM, A.; LEEKE, G. A. Assessment of algae biodiesel viability based on the area requirement in the European Union, United States and Brazil. **Renewable Energy**, v. 78, p. 406–417, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960148114008970>>.

SPOKAS, K.; BOGNER, J.; CHANTON, J. P.; MORCET, M.; ARAN, C.; GRAFF, C.; MOREAU-LE GOLVAN, Y.; HEBE, I. Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? **Waste Management**, v. 26, p. 516–525, 2006. Disponível em: <https://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/person/41695/Reprints/WM2006_CollectionEff.pdf>. Acesso em: 21 jul. 2016.

STAMS, A. J. M. Metabolic interactions between anaerobic bacteria in methanogenic environments. **Antonie van Leeuwenhoek, International Journal of General and Molecular Microbiology**, v. 66, n. 1–3, p. 271–294, 1994.

STAMS, A. J. M.; PLUGGE, C. M. Electron transfer in syntrophic communities of anaerobic bacteria and archaea. **Nature Reviews Microbiology**, v. 7, n. 8, p. 568–577, 2009. Disponível em: <<http://www.nature.com/doifinder/10.1038/nrmicro2166>>.

STAMS, A. J. M.; SOUSA, D. Z.; KLEEREBEZEM, R.; PLUGGE, C. M. Role of syntrophic microbial communities in high-rate methanogenic bioreactors. **Water Science & Technology**, v. 66, n. 2, p. 352, 2012. Disponível em: <<http://www.iwaponline.com/wst/06602/wst066020352.htm>>.

STARR, K.; GABARRELL, X.; VILLALBA, G.; TALENS, L.; LOMBARDI, L. Life cycle assessment of biogas upgrading technologies. **Waste Management**, v. 32, n. 5, p. 991–999, 2012. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X11005861>>.

STOKNES, K.; SCHOLWIN, F.; KRZESIŃSKI, W.; WOJCIECHOWSKA, E.; JASIŃSKA, A. Efficiency of a novel “Food to waste to food” system including anaerobic digestion of food waste and cultivation of vegetables on digestate in a bubble-insulated greenhouse. **Waste Management**, 2016.

SUHR, K. I.; LETELIER-GORDO, C. O.; LUND, I. Anaerobic digestion of solid waste in RAS: effect of reactor type on the biochemical acidogenic potential (BAP) and assessment of the biochemical methane potential (BMP) by a batch assay. **Aquacultural Engineering**, v. 65, n. 2015, p. 65–71, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0144860914001241>>.

TAIGANIDES, E. P. Energy and usefulby-product recovery from animal wastes. In: OUANO, E. A. R.; LOHANI, B. N.; THANH, N. C. (Ed.). **Water Pollution Control in Developing Coutries**. [s.l.] Asian Institute of Technology, Bangkok, 1978. p. 315–323.

TAL, Y.; SCHREIER, H. J.; SOWERS, K. R.; STUBBLEFIELD, J. D.; PLACE, A. R.; ZOHAR, Y. Environmentally sustainable land-based marine aquaculture. **Aquaculture**, v. 286, n. 1–2, p. 28–35, 2009.

TAMBONE, F.; ADANI, F.; GIGLIOTTI, G.; VOLPE, D.; FABBRI, C.; PROVENZANO, M. R. Organic matter characterization during the anaerobic digestion of different biomasses by means of CPMAS ¹³C NMR spectroscopy. **Biomass and Bioenergy**, v. 48, p. 111–120, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.11.006>>.

TAMPIO, E.; MARTTINEN, S.; RINTALA, J. Liquid fertilizer products from anaerobic digestion of food waste: Mass, nutrient and energy balance of four digestate liquid treatment

systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 125, p. 22–32, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.127>>.

TEIXEIRA, F. N.; COBAS, V. R. M. Motores de Combustão Interna (MCI) Alternativos In: In: LORA, E. E. S.; NASCIMENTO, M. A. R. (Ed.). **Geração Termelétrica: Planejamento, Projeto e Operação V. 1**. Rio De Janeiro: Interciência Ltda., 2004. p. 435 – 479.

THANH, N. C. Technology of cassava chips and pellets processing in Thailand. In: ARAULLO, E. V.; NESTEL, B.; CAMPBELL, M. (Ed.). **IRDC-031e Cassava Processing and Storage**. Ottawa: IRDC, 1974. p. 113–122.

THEMELIS, N. J.; ULLOA, P. A. Methane generation in landfills. **Renewable Energy**, v. 32, n. 7, p. 1243–1257, 2007.

TIAN, C.; LI, B.; LIU, Z.; ZHANG, Y.; LU, H. Hydrothermal liquefaction for algal biorefinery: A critical review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 933–950, 2014. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032114004821>>.

TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; OLIVEIRA NETO, S. N. De; BRIANEZI, D.; ALVES, E. B. B. M. Sistemas Agroflorestais no Brasil: Uma abordagem sobre a estocagem de carbono. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, n. 79, p. 235–244, 2014. Disponível em: <<http://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/633/375>>.

TOWNSEND, T.; DUBEY, B.; TOLAYMAT, T.; SOLO-GABRIELE, H. Preservative leaching from weathered CCA-treated wood. **Journal of Environmental Management**, v. 75, n. 2, p. 105–113, 2005.

TROY, S. M.; NOLAN, T.; LEAHY, J. J.; LAWLOR, P. G.; HEALY, M. G.; KWAPINSKI, W. Effect of sawdust addition and composting of feedstock on renewable energy and biochar production from pyrolysis of anaerobically digested pig manure. **Biomass and Bioenergy**, v. 49, p. 1–9, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0961953412005120>>.

TULBURE, I. The role of aquaculture for assuring the sustainable development of our society. **AACL Bioflux**, v. 3, n. 5, p. 469–473, 2010.

UNGER, N.; GOUGH, O. Life cycle considerations about optic fibre cable and copper cable systems: a case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 16, n. 14, p. 1517–1525, 2008.

UNIÃO_EUROPÉIA. Decisão Do Conselho de 19 de Dezembro de 2002 que estabelece os critérios e processos de admissão de resíduos em aterros nos termos do artigo 16.o e do anexo II da Directiva 1999/31/CE. . 2003, p. 0027–0049.

VALDERRAMA, L. T.; DEL CAMPO, C. M.; RODRIGUEZ, C. M.; DE- BASHAN, L. E.; BASHAN, Y. Treatment of recalcitrant wastewater from ethanol and citric acid production using the microalga *Chlorella vulgaris* and the macrophyte *Lemna minuscule*. **Water Research**, v. 36, n. 17, p. 4185–4192, 2002.

VALORGA_INTERNACIONAL. **Descrição do processo Valorga de biometanização com alto teor de sólidos** Montpellier Valorga International SAS, , 2006. . Disponível em: <<http://www.valorgainternational.fr/en/pag20-OUR-PROCESSES.html>>.

VANZO, J.; MACEDO, L. S.; TSUTIYA, M. T. I-084 - Ete Franca : Uma Estação Que Além De Tratar Os Esgotos , Produz Insumos Agrícolas. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais...**2000.

VIG, A. P.; SINGH, J.; WANI, S. H.; SINGH DHALIWAL, S. Vermicomposting of tannery sludge mixed with cattle dung into valuable manure using earthworm *Eisenia fetida* (Savigny). **Bioresource Technology**, v. 102, n. 17, p. 7941–7945, 2011.

VLISSIDIS, a.; ZOUBOULIS, a. I. Thermophilic anaerobic digestion of alcohol distillery wastewaters. **Bioresource Technology**, v. 43, p. 131–140, 1993.

VOEGELI, Y.; ZURBRÜGG, C. Decentralise Anaerobic Digestion of Kitchen and Market Waste in Developing Countries – “ State of the Art ” in South India. **Analysis**, n. November 2008, p. 9, 2008.

VÖGELI, Y.; LOHRI, C. R.; GALLARDO, A.; DIENER, S.; ZURBRÜGG, C. **Anaerobic digestion of biowaste in developing countries: practical information and case studies**. Dübendorf, Switzerland: Eawag – Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology Department of Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec) P.O. Box 611, Überlandstrasse 133, 8600 Dübendorf, Switzerland Phone +41 (0)58 765 52 86, www.sandec.ch, 2014.

VON LAMPE, M. **Bioheat, biopower and biogas: development and implications for agriculture**. [s.l.: s.n.]

WARTELL, B. A.; KRUMINS, V.; ALT, J.; KANG, K.; SCHWAB, B. J.; FENNELL,

D. E. Methane production from horse manure and stall waste with softwood bedding. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 42–50, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.012>>.

WASSON, S. J.; LINAK, W. P.; GULLETT, B. K.; KING, C. J.; TOUATI, A.; HUGGINS, F. E.; CHEN, Y.; SHAH, N.; HUFFMAN, G. P. Emissions of chromium, copper, arsenic, and PCDDs/Fs from open burning of CCA-treated wood. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 22, p. 8865–8876, 2005.

WEISSMAN, J. C.; GOEBEL, R. P. Design and analysis of microalgal open pond systems for the purpose of producing fuels: A subcontract report. **Other Information: Paper copy only, copy does not permit microfiche production. Original copy available until stock is exhausted**, p. Medium: ED; Size: 8.9 Mb, 1987. Disponível em: <<http://www.osti.gov/energycitations/servlets/purl/6546458-qOBOVX/>>.

WELLS, M. The integrated biogas agro-ecological farming revolution. In: The Karoo Development Conference and Trade Fair, **Anais...**2009. Disponível em: <www.peoplespowerafrica.co.za>.

WEST, S. a; GRIFFIN, A. S.; GARDNER, A. Evolutionary explanations for cooperation. **Current Biology: CB**, v. 17, n. 16, p. R661-672, 2007. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17714660>%5Cnhttp://www.zoo.ox.ac.uk/group/west/pdf/West_et_al_07_CB.pdf>.

WIENER, N. **Cybernetics**, 1961. Disponível em: <http://books.google.com/books?id=NnMuISyywAC&printsec=frontcover&dq=wiener+n&hl=&cd=1&source=gbs_api>.

WILLIAMS, M. **Wetlands: a threatened landscape**. 1^a ed. ed. Oxford: Wiley, 1993.

WIRTH, R.; LAKATOS, G.; MARÓTI, G.; BAGI, Z.; MINÁROVICS, J.; NAGY, K.; KONDOROSI, É.; RÁKHELY, G.; KOVÁCS, K. L. Exploitation of algal-bacterial associations in a two-stage biohydrogen and biogas generation process. **Biotechnology for biofuels**, v. 8, n. 1, p. 59, 2015. Disponível em: <<http://www.biotechnologyforbiofuels.com/content/8/1/59>>.

WOOD, J. H.; LONG, G. R.; MOREHOUSE, D. F. **Long-Term World Oil Supply Scenarios: The Future Is Neither as Bleak as Rosy as Some Assert** **Energy Information Administration - EIA**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <http://www.eia.gov/pub/oil_gas/petroleum/feature_articles/2004/worldoilsupply/pdf/itwos04.pdf>.

WRANGHAM, R.; CARMODY, R. **Human adaptation to the control of fire**. [s.l: s.n.]v. 19

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483–492, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>>.

XIA, A.; MURPHY, J. D. Microalgal cultivation in treating liquid digestate from biogas systems. **Trends in Biotechnology**, v. In press, p. 1–12, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.tibtech.2015.12.010>>.

XU, G.; CHEN, S.; SHI, J.; WANG, S.; ZHU, G. Combination treatment of ultrasound and ozone for improving solubilization and anaerobic biodegradability of waste activated sludge. **Journal of Hazardous Materials**, v. 180, n. 1–3, p. 340–346, 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389410004826>>.

YADAV, G.; KAREMORE, A.; DASH, S. K.; SEN, R. Performance evaluation of a green process for microalgal CO₂ sequestration in closed photobioreactor using flue gas generated in-situ. **Bioresource Technology**, v. 191, p. 399–406, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852415005386>>.

YADVIKA; SANTOSH; SREEKRISHNAN, T. R.; KOHLI, S.; RANA, V. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques—a review. **Bioresource Technology**, v. 95, n. 1, p. 1–10, 2004. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852404000501>>.

YAGIOKA, A.; KOMATSUZAKI, M.; KANEKO, N.; UENO, H. Effect of no-tillage with weed cover mulching versus conventional tillage on global warming potential and nitrate leaching. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 200, p. 42–53, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880914004484>>.

YOSHIDA, H.; GABLE, J. J.; PARK, J. K. Evaluation of organic waste diversion alternatives for greenhouse gas reduction. **“Resources, Conservation & Recycling”**, v. 60, p. 1–9, 2012.

ZAHEDI, S.; SOLERA, R.; MICOLUCCI, F.; CAVINATO, C.; BOLZONELLA, D. Changes in microbial community during hydrogen and methane production in two-stage thermophilic anaerobic co-digestion process from biowaste. **Waste management (New York, N.Y.)**, v. 49, n. June, p. 40–46, 2016. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X16300162>>.

ZAMORANO, M.; PÉREZ, J. I. P.; PAVÉS, I. A.; RIDAO, Á. R. Study of the energy potential of the biogas produced by an urban waste landfill in Southern Spain. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 11, n. 5, p. 909–922, 2007.

ZENG, Y.; DE GUARDIA, A.; DAUMOIN, M.; BENOIST, J. C. Characterizing the transformation and transfer of nitrogen during the aerobic treatment of organic wastes and digestates. **Waste Management**, v. 32, n. 12, p. 2239–2247, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.006>>.

ZENG, Y.; TANG, J.; LIAN, S.; TONG, D.; HU, C. Study on the conversion of cyanobacteria of Taihu Lake water blooms to biofuels. **Biomass and Bioenergy**, v. 73, p. 95–101, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.12.007>>.

ZHENG, Y.; ZHAO, J.; XU, F.; LI, Y. Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 42, n. 1, p. 35–53, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.pecs.2014.01.001>>.

ZIMMO, O. R.; VAN DER STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilisation ponds. **Water Research**, v. 38, n. 4, p. 913–920, 2004.

ZRIBI, W.; ARAGÜÉS, R.; MEDINA, E.; FACI, J. M. Efficiency of inorganic and organic mulching materials for soil evaporation control. **Soil and Tillage Research**, v. 148, p. 40–45, 2015. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167198714002682>>.