

RESSALVA

Atendendo solicitação do(a) autor(a), o texto completo desta tese será disponibilizado somente a partir de 14/09/2020.

WEVERTON CAMPOS NOZELA

Prognóstico do coprocessamento de diferentes matrizes ambientais em consórcio
para obtenção de um combustível sólido

Tese apresentada ao Instituto de Química,
Universidade Estadual Paulista, como parte
dos requisitos para obtenção do título
de Doutor em Química.

Orientadora: Profa. Dra. Marisa Spirandeli Crespi

Araraquara
2019

FICHA CATALOGRÁFICA

N961p Nozela, Weverton Campos
 Prognóstico do coprocessamento de diferentes matrizes
 ambientais em consórcio para obtenção de um combustível
 sólido / Weverton Campos Nozela. – Araraquara : [s.n.], 2019
 159 f. : il.

 Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista,
 Instituto de Química
 Orientador: Marisa Spirandeli Crespi

 1. Peletização. 2. Pirólise. 3. Biomassa. 4. Lodo de esgoto.
 5. Combustíveis sólidos. I. Título.

Elaboração: Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação
Biblioteca do Instituto de Química, Unesp, câmpus de Araraquara

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: "Prognóstico do co-processamento de diferentes matrizes ambientais em consórcio para obtenção de um combustível sólido"

AUTOR: WEVERTON CAMPOS NOZELA

ORIENTADORA: MARISA SPIRANDELI CRESPI

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em QUÍMICA, pela Comissão Examinadora:



Profª Drª MARISA SPIRANDELI CRESPI

Departamento de Química Analítica / Instituto de Química - UNESP - Araraquara



Prof. Dr. ARNALDO SARTI

Departamento de Bioquímica e Tecnologia Química / Instituto de Química - UNESP - Araraquara



Profª. Drª. SANDRA IMACULADA MAINTINGUER

IPBEN / Instituto de Pesquisa em Bioenergia - UNESP - Rio Claro



Prof. Dr. ÉDER TADEU GOMES CAVALHEIRO

Departamento de Química e Física Molecular / Instituto de Química - USP - São Carlos



Prof. Dr. PEDRO SÉRGIO FADINI

Departamento de Química / Universidade Federal de São Carlos - UFSCar - São Carlos

Araraquara, 14 de março de 2019

DADOS CURRICULARES

IDENTIFICAÇÃO

Nome: Weverton Campos Nozela

Nome em citações bibliográficas: Nozela, W. C.

ENDEREÇO PROFISSIONAL:

Departamento Autônomo de Água e Esgotos de Araraquara

Rua Domingos Barbieri, 100

Vila Harmonia - Araraquara/SP

CEP: 14.802-000

FORMAÇÃO ACADÊMICA/TITULAÇÃO

2014 – 2019 Doutorado

Início: 04 de agosto de 2014

Término: 14 de março de 2019

Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”

UNESP - Araraquara/SP

Título: Prognóstico do coprocessamento de diferentes matrizes ambientais em consórcio para obtenção de um combustível sólido

Orientação: Profa . Dra . Marisa Spirandeli Crespi

2012 – 2014 Mestrado

Início: 01 de agosto de 2012

Término: 17 de julho de 2014

Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”

UNESP - Araraquara/SP

Título: Caracterização do lodo de esgoto, após desaguamento e secagem térmica, da Estação de Tratamento de Esgoto de Araraquara/SP

Orientação: Profa. Dra. Marisa Spirandeli Crespi

Co-orientação: Dra. Sonia de Almeida e Profa. Dra. Sandra Imaculada Maintinguer

2001 – 2005 Graduação

Licenciatura em Química, Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP – Araraquara/SP.

FORMAÇÃO COMPLEMENTAR

“Entendendo a Responsabilidade Técnica”

Conselho Regional de Química – CRQ 4ª região.

Araraquara/SP

Data: 06 de novembro de 2015.

“Curso Internacional de Técnicas em Tratamento de Esgotos Domésticos”

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – Sabesp

Agência Brasileira de Cooperação – ABC/Agência de Cooperação Internacional do Japão

Período: 11 a 25 de março de 2011

Carga horária: 96 horas.

ATUAÇÃO PROFISSIONAL

2019 – : Gerente de Tratamento Água e Esgotos

Departamento Autônomo de Água e Esgotos de Araraquara/SP.

2013 – 2019: Coordenador da Unidade de Tratamento de Esgotos

Departamento Autônomo de Água e Esgotos de Araraquara/SP.

2008 – : Técnico em Tratamento de Efluentes/Química

Departamento Autônomo de Água e Esgotos de Araraquara/SP.

2005 – 2008: Fiscal de Leitura e instalações

Departamento Autônomo de Água e Esgotos de Araraquara/SP.

PRODUÇÃO BIBLIOGRÁFICA

Artigos completos publicados em periódicos

NOZELA, W. C.; BRAZ, C. E. M.; ALMEIDA, S.; RIBEIRO, C. A.; CRESPI, M. S. Mixture of biomass to energy reuse. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 131, n. 1, p. 765-769, Jan. 2018.

NOZELA, W. C.; NOZELA, C. F. V.; SILVA, F. R.; DIAS, D. S.; ALMEIDA, S.; RIBEIRO, C. A.; CRESPI, M. S. Kinetic study of the energetic reuse from torrefied sewage sludge and urban pruning blends. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 134, n. 2, p. 1285-1291, Nov. 2018.

Artigos em coautoria publicado em periódicos

ALMEIDA, S.; CRESPI, M. S.; NOZELA, W. C.; DIAS, D. S.; SILVA, F. R.; TORQUATO, L. D. M.; RIBEIRO, C. A.; MARCHI, M. R. Food waste: energy source. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, DOI 10.1007/s10973-018-7760-3.

Artigos submetido para publicação

NOZELA, W. C.; SILVA, F. R.; DIAS, D. S.; ALMEIDA, S.; RIBEIRO, C. A.; CRESPI, M. S. Kinetics and thermal as strategic tools for definition of residues consortium application as solid fuel. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**.

Artigos em coautoria submetido para publicação

SILVA, F. R.; NOZELA, W. C.; DIAS, D. S.; ALMEIDA, S.; CRESPI, M. S.; RIBEIRO, C. A. Effect of addition of surface water treatment sludge to biomass in biochar porosity. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**.

Trabalhos publicados em anais de eventos científicos

NOZELA, W. C.; SILVA, F. R.; DIAS, D. S.; ALMEIDA, S.; CRESPI, M. S. Avaliação de lodo de esgoto em consórcio com poda urbana para obtenção de um combustível sólido pelo processo de peletização e torrefação. *In.*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ANÁLISE TÉRMICA E CALORIMETRIA, 11., 2018, Rio de Janeiro/RJ.

SILVA, F. R.; NOZELA, W. C.; ALMEIDA, S.; DIAS, D. S.; CRESPI, M. S.; RIBEIRO, C. A. Efeito da adição de lodo à biomassa na porosidade do biocarvão. *In.*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ANÁLISE TÉRMICA E CALORIMETRIA, 11., 2018, Rio de Janeiro/RJ.

NOZELA, W. C.; NOZELA, C. F. V.; SILVA, F. R.; DIAS, D. S.; ALMEIDA, S.; CRESPI, M. S. Renewable energy obtained applying torrefaction in peletes of sewage sludge and urban pruning blend. *In.*: MEDITERRANEAN CONFERENCE ON CALORIMETRY AND THERMAL ANALYSIS, 13., 2017, Loano/SV – Itália.

ALMEIDA, S.; NOZELA, W. C.; DIAS, D. S.; SILVA, F. R.; RIBEIRO, C. A.; MARCHI, M. R.; CRESPI, M. S. Food waste: energy source. *In.*: MEDITERRANEAN CONFERENCE ON CALORIMETRY AND THERMAL ANALYSIS, 13., 2017, Loano/SV – Itália.

SILVA, F. R.; NOZELA, W. C.; DIAS, D. S.; ALMEIDA, S.; CRESPI, M. S.; RIBEIRO, C. A. Evaluation of the efficiency of biochar blends with WTP sludge in adsorption of methylene blue solutions. *In.*: MEDITERRANEAN CONFERENCE ON CALORIMETRY AND THERMAL ANALYSIS, 13., 2017, Loano/SV – Itália.

NOZELA, W. C.; SILVA, F. R.; TORQUATO, L. D. M.; BRAZ, C. E. M.; ALMEIDA, S.; CRESPI, M. S. Viability of energy appication from generated, after the process of dewatering and thermal drying, in wastewater treatment plant (WWTP). *In.*: INTERNACIONAL CONFEDERATION FOR THERMAL ANALYSIS AND CALORIMETRY, 2016, Orlando/FL – EUA.

NOZELA, W. C.; BRAZ, C. E. M.; ALMEIDA, S.; CRESPI, M. S. Mistura de biomassas visando reaproveitamento energético. *In.*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ANÁLISE TÉRMICA E CALORIMETRIA, 10. CONGRESSO PAN AMERICANO DE ANÁLISE TÉRMICA E CALORIMETRIA, 4., 2016, São Paulo/SP.

NOZELA, W. C.; LOMBARDI, R.; SILVA, I. R.; CRESPI, M. S. Estudo da aplicação de resíduo gerado em tratamento de efluente como cogrador de energia. *In.*: ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE SERVIÇOS MUNICIPAIS DE SANEAMENTO, 45., 2015, Poços de Caldas/MG.

NOZELA, W. C.; MAINTINGUER, S. I.; CRESPI, M. S. Evaluation of the waste generated in wastewater treatment as energy's cogenerator. *In.*: PITTSBURGH CONFERENCE ON ANALYTICAL CHEMISTRY AND APPLIED SPECTROSCOPY, 2015, New Orleans/LA – EUA.

NOZELA, W. C.; ALMEIDA, S.; MAINTINGUER, S. I.; RIBEIRO, C. A.; CRESPI, M. S. Caracterização térmica de resíduo com potencial energético gerado em tratamento de efluente. *In.*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ANÁLISE TÉRMICA E CALORIMETRIA, 9.; 2014, Serra Negra/SP.

NOZELA, W. C.; MAINTINGUER, S. I.; CRESPI, M. S. Avaliação da aplicação de resíduo gerado em tratamento de efluente como cogrador de energia. *In.*: CONGRESSO INTERNACIONAL DE BIOENERGIA, 9., 2014, São Paulo/SP.

Apresentação de trabalhos em pôster

SILVA, F. R.; NOZELA, W. C.; ALMEIDA, S.; DIAS, D. S.; CRESPI, M. S.; RIBEIRO, C. A. Efeito da adição de lodo à biomassa na porosidade do biocarvão. *In.*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ANÁLISE TÉRMICA E CALORIMETRIA, 11., 2018, Rio de Janeiro/RJ.

ALMEIDA, S.; NOZELA, W. C.; DIAS, D. S.; SILVA, F. R.; RIBEIRO, C. A.; MARCHI, M. R.; CRESPI, M. S. Food waste: energy source. *In.*: MEDITERRANEAN CONFERENCE ON CALORIMETRY AND THERMAL ANALYSIS, 13., 2017, Loano/SV – Itália.

SILVA, F. R.; NOZELA, W. C.; DIAS, D. S.; ALMEIDA, S.; CRESPI, M. S.; RIBEIRO, C. A. Evaluation of the efficiency of biochar blends with WTP sludge in adsorption of methylene blue solutions. *In.*: MEDITERRANEAN CONFERENCE ON CALORIMETRY AND THERMAL ANALYSIS, 13., 2017, Loano/SV – Itália.

NOZELA, W. C.; SILVA, F. R.; TORQUATO, L. D. M.; BRAZ, C. E. M.; ALMEIDA, S.; CRESPI, M. S. Viability of energy appication from generated, after the process of dewatering and thermal drying, in wastewater treatment plant (WWTP). *In.*: INTERNACIONAL CONFEDERATION FOR THERMAL ANALYSIS AND CALORIMETRY, 2016, Orlando/FL – EUA.

NOZELA, W. C.; BRAZ, C. E. M.; ALMEIDA, S.; CRESPI, M. S. Mistura de biomassas visando reaproveitamento energético. *In.*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ANÁLISE TÉRMICA E CALORIMETRIA, 10. CONGRESSO PAN AMERICANO DE ANÁLISE TÉRMICA E CALORIMETRIA, 4., 2016, São Paulo/SP.

NOZELA, W. C.; MAINTINGUER, S. I.; CRESPI, M. S. Evaluation of the waste generated in wastewater treatment as energy's cogenerator. *In.*: PITTSBURGH CONFERENCE ON ANALYTICAL CHEMISTRY AND APPLIED SPECTROSCOPY, 2015, New Orleans/LA – EUA.

NOZELA, W. C.; ALMEIDA, S.; MAINTINGUER, S. I.; RIBEIRO, C. A.; CRESPI, M. S. Caracterização térmica de resíduo com potencial energético gerado em tratamento de efluente. *In.*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ANÁLISE TÉRMICA E CALORIMETRIA, 9., 2014, Serra Negra/SP.

NOZELA, W. C.; MAINTINGUER, S. I.; CRESPI, M. S. Avaliação da aplicação de resíduo gerado em tratamento de efluente como cogerador de energia. *In.*: CONGRESSO INTERNACIONAL DE BIOENERGIA, 9., 2014, São Paulo/SP.

Apresentação de trabalhos oral

NOZELA, W. C.; SILVA, F. R.; DIAS, D. S.; ALMEIDA, S.; CRESPI, M. S. Avaliação de lodo de esgoto em consórcio com poda urbana para obtenção de um combustível sólido pelo processo de peletização e torrefação. *In.*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ANÁLISE TÉRMICA E CALORIMETRIA, 11., 2018, Rio de Janeiro/RJ.

NOZELA, W. C.; NOZELA, C. F. V.; SILVA, F. R.; DIAS, D. S.; ALMEIDA, S.; CRESPI, M. S. Renewable energy obtained applying torrefaction in peletes of sewage sludge and urban pruning blend. *In.*: MEDITERRANEAN CONFERENCE ON CALORIMETRY AND THERMAL ANALYSIS, 13., 2017, Loano/SV – Itália.

NOZELA, W. C.; LOMBARDI, R.; SILVA, I. R.; CRESPI, M. S. Estudo da aplicação de resíduo gerado em tratamento de efluente como cogeração de energia. *In.*: ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE SERVIÇOS MUNICIPAIS DE SANEAMENTO, 45., 2015, Poços de Caldas/MG.

Apresentação de palestras

NOZELA, W. C. Tratamento de esgotos domiciliares. *In.*: CAPACITAÇÃO EM SANEAMENTO AMBIENTAL, 2015, Araraquara/SP.

NOZELA, W. C. Esgotos Domésticos. *In.*: AÇÕES FORMATIVAS, 2018, Araraquara/SP.

PARTICIPAÇÃO EM EVENTOS CIENTÍFICOS

11º Congresso Brasileiro de Análise Térmica e Calorimetria, 2018. Rio de Janeiro/RJ.

13º Mediterranean Conference on Calorimetry and Thermal Analysis, 2017. Loano/SV – Itália.

10º Congresso Brasileiro de Análise Térmica e Calorimetria e 4º Congresso Pan Americano de Análise Térmica e Calorimetria, 2016. São Paulo/SP.

45ª Assembleia Nacional da Assemae, 2015. Poços de Caldas/MG.

9º Congresso Internacional de Bioenergia, 2014, São Paulo/SP.

44ª Assembleia Nacional da Assemae, 2014. Uberlândia/MG.

REVISOR DE PERIÓDICO

2018 – Periódico: Journal of Thermal Analysis and Calorimetry

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a minha esposa e
companheira Carina, fonte das minhas
energias, e aos meus sobrinhos Enzo e
Helena, minhas riquezas, meus
combustíveis.

AGRADECIMENTOS

Agradeço minha orientadora Professora Dra. Marisa Spirandeli Crespi, pelos ensinamentos, pela confiança e paciência e pelo apoio nos momentos difíceis.

À minha família, meus pais Jair e Sueli, e meu irmão William por acreditaram em mim.

Aos grandes amigos Sonia de Almeida e Diógenes dos Santos Dias. Não tenho palavras para expressar toda a gratidão que tenho por eles. Foram fundamentais em todas as etapas deste projeto.

Ao Professor Dr. Clóvis Augusto Ribeiro pela valiosa contribuição nas interpretações do estudo cinético.

À Professora Dra. Edilene Cristina Ferreira e ao amigo Tiago Varão Silva por me ajudar no preparo das amostras deste trabalho no processo de moagem criogênica.

Ao Laboratório Multiusuário 1 pelos resultados de análises elementar e de infravermelho.

Aos Professores Drs. Antonio Carlos Guastaldi e Denis Ricardo Martins de Godoi e ao funcionário do Laboratório Didático Sr. Robson Luis Mascarelli pela disponibilidade em fornecer a bomba calorimétrica para o ensaio de poder calorífico superior.

Ao Departamento Autônomo de Água e Esgotos de Araraquara, pelo fornecimento das amostras de poda, de lodo das Estações de Tratamento de Esgoto de Araraquara e Bueno de Andrada. Além da dispensa do serviço, fundamental para a realização deste trabalho, possibilitando crescimento profissional e intelectual.

Agradeço à todos os funcionários da Gerência de Tratamento de Água e Esgoto do DAAE, e em especial as amigas Renata Lombardi e Ilma Rosa dos Santos, pelo apoio nesta fase da minha vida.

Aos funcionários das Estações de Tratamento de Esgoto de Araraquara e Bueno de Andrada pela paciência na minha ausência.

Aos Professores Drs. Arnaldo Sarti e Lorena Oliveira Pires pela grandiosa contribuição no Exame Geral de Qualificação e ao Professor Dr. Arnaldo Sarti também pelo fornecimento da amostra de lodo da ETE Monjolinho e a todos do SAAE de São Carlos.

À Comissão Organizadora do 13º Medicta/Universidade de Gênova pela concessão de bolsa para participação no congresso.

Ao amigo porto-riquenho Adalberto Díaz Casas, pela amizade e pelo auxílio na tradução e preparação da apresentação oral do trabalho apresentado no congresso Medicta em 2017 e pelo auxílio na tradução dos artigos submetidos ao Journal of Thermal Analysis and Calorimetry.

Aos teachers Luciana Aparecida Pereira Paiva e Thiago da Silva Adami pelas preciosas correções da apresentação oral do trabalho apresentado no congresso Medicta.

Ao Grupo de Análise Térmica do Departamento de Química Analítica do Instituto de Química pelo auxílio na pesquisa.

À Seção de Pós Graduação pela contribuição no crescimento intelectual.

Ao Instituto de Química da Unesp do Câmpus de Araraquara pela minha formação, graduação, mestrado e agora o doutorado.

À todos os professores, profissionais e alunos do IQ que colaboraram para a concretização desta tese.

À Capes e à todas as pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para realização deste projeto.

“Há uma força motriz mais poderosa que o vapor, a eletricidade e a energia atômica:
a vontade.”

Albert Einstein

RESUMO

O gerenciamento inadequado dos diversos tipos de resíduos sólidos pode causar grandes impactos ambientais e demandam um custo elevado para a correta disposição. Entretanto, alguns resíduos apresentam condições de reciclagem energética. Resíduos vegetais, como a cana de açúcar e palha do milho, e resíduos sanitários, como lodo de esgoto, que são geralmente chamados de biomassas podem produzir energia a partir de processos térmicos como a pirólise ou a torrefação. Atualmente, as biomassas correspondem a quarta maior fonte de energia da matriz mundial e a segunda no Brasil. O objetivo deste trabalho foi elaborar um prognóstico de aplicação energética a partir do coprocessamento, utilizando-se de técnicas de peletização e torrefação, com diferentes matrizes ambientais em consórcio, como o lodo de esgoto e poda urbana, para obtenção de um combustível sólido e renovável. As amostras deste trabalho foram coletadas das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) de Araraquara, Bueno e Monjolinho, além de resíduos de poda urbana. Após moagem criogênica, foram preparados consórcios 1:1 entre os lodos e a poda. Posteriormente, foi aplicado procedimento de peletização e torrefação. Por termogravimetria, foram determinadas Temperatura de Ignição, Análise Imediata e Estudo Cinético, onde foi utilizado o Método de Wanjun-Donghua modificado por Capela-Ribeiro para determinação dos parâmetros cinéticos, energia de ativação e $\ln A$. Outros parâmetros como Poder Calorífico Superior (PCS) e Análise Elementar também foram estabelecidos, além de análises complementares como Higroscopia e Infravermelho. Os resultados indicaram que peletização reduziu o volume das amostras (45 a 67%), e apresentou menores temperaturas de ignição, entre 230 e 235 °C para os lodos e 222 e 245 °C para os consórcios. Já a torrefação reduziu as massas das amostras (22 a 44%) e o teor de umidade das amostras (2,28 a 5,10%). As amostras torrefadas apresentaram uma resistência em absorver umidade quando expostas em condições de temperatura de 25 °C e 70% de umidade relativa do ar, sendo que o ganho de massa nestas condições foi de 1,44 a 3,39%. Houve ainda um aumento no teor de carbono fixo nas amostras torrefadas, 35 a 51% nos lodos e de 72 a 124% nos consórcios. Este aumento impactou no aumento no PCS, sendo que para as amostras de poda urbana, o lodo e o consórcio de Bueno os PCS's foram de 25,82 MJ kg⁻¹, 18,22 MJ kg⁻¹ e 19,66 MJ kg⁻¹, respectivamente. A energia de ativação da reação de degradação térmica da matéria orgânica foi decrescente, principalmente nas amostras torrefadas, indicando autossuficiência energética após iniciar a reação. Foram observados Efeitos de Compensação Cinética e de Sinergismo em algumas amostras. Pelos dados expostos, as amostras podem ser armazenadas, transportadas e comercializadas mesmo em condições climáticas adversas. O consórcio de resíduos apresenta um valor agregado, uma vez que a disposição inadequada dos resíduos pode contribuir para a degradação ambiental e a utilização como combustível sólido é uma forma alternativa e inteligente de reduzir o consumo proveniente de fontes não renováveis e proporcionar um destino apropriado aos resíduos.

Palavras-chave: Peletização, Torrefação, Lodo de esgoto, Poda urbana, Consórcio, Combustível sólido

ABSTRACT

Inadequate management of the various types of solid waste can cause major environmental impacts and require a high cost for the correct disposal. However, some waste presents energy recycling conditions. Plant residues, such as sugarcane and corn husk, and sanitary waste, such as sewage sludge, which are generally called biomass can produce energy from thermal processes such as pyrolysis or torrefaction. Currently, biomass is the fourth largest energy source in the world matrix and the second in Brazil. The objective of this work was to elaborate a prognosis of energy application from the coprocessing, using pelletizing and torrefaction techniques, with different environmental matrices in consortium, such as sewage sludge and urban pruning, to obtain a solid and renewable fuel. The samples from this work were collected from the Sewage Treatment Plants (ETE) of Araraquara, Bueno and Monjolinho, as well as urban pruning waste. After cryogenic grinding, 1: 1 consortia were prepared between sludge and pruning. Subsequently, a pelletizing and torrefaction procedure was applied. By thermogravimetry, Ignition Temperature, Proximate Analysis and Kinetic Study were determined, where the Wanjun-Donghua method modified by Capela-Ribeiro was used to determine the kinetic parameters, activation energy and $\ln A$. Other parameters such as Higher Heating Values (HHV) and Ultimate Analysis were also established, as well as complementary analyzes such as Hygroscopy and Infrared. The results indicated that pelletizing reduced sample volume (45-67%), and showed lower ignition temperatures, between 230 and 235 °C for sludge and 222 and 245 °C for consortia. Roasting reduced sample masses (22-44%) and the moisture content of the samples (2.28-5.10%). Torrefied samples had a resistance to moisture absorption when exposed to temperature conditions of 25 °C and 70% relative humidity, and the mass gain in these conditions was 1.44 to 3.39%. There was also an increase in the fixed carbon content in the torrefied samples, 35 to 51% in the sludge and 72 to 124% in the consortia. This increase had an impact on the increase in HHV, and for the urban pruning, sludge and consortia from Bueno the HHV were 25.82 MJ kg⁻¹, 18.22 MJ kg⁻¹ and 19.66 MJ kg⁻¹, respectively. The activation energy of the thermal degradation reaction of the organic matter was decreasing, mainly in the roasted samples, indicating energy self-sufficiency after starting the reaction. Kinetic Compensation and Synergism Effects were observed in some samples. From the above data, the samples can be stored, transported and marketed even in adverse climatic conditions. The waste consortium has added value, as inadequate disposal of waste can contribute to environmental degradation and use as a solid fuel is an alternative and smart way to reduce consumption from non-renewable sources and to provide an appropriate waste destination.

Key words: Pelletizing, Torrefaction, Sewage sludge, Urban pruning, Consortium, Solid fuel

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Composição básica do esgoto doméstico	28
Figura 2 -	Conversão da matéria orgânica presente no esgoto conforme tratamento aeróbio e anaeróbio	29
Figura 3 -	Degradação da matéria orgânica por processo anaeróbio	31
Figura 4 -	Distribuição da matriz elétrica brasileira divulgada pela Empresa de Pesquisa Energética referente ao ano base 2016	38
Figura 5 -	Lagoa de Aeração da ETE Araraquara	50
Figura 6 -	Lançamento do efluente tratado da ETE Araraquara no córrego Ribeirão das Cruzes	50
Figura 7 -	Lodo da ETE Araraquara após processo de desaguamento e secagem térmica a 300 °C disposto em caçamba	52
Figura 8 -	SBR (Sequencing Batch Reactor ou Reator Sequencial em Batelada)	53
Figura 9 -	Esquema de um floco de lodo ativado	53
Figura 10 -	Efluente tratado sendo submetido à filtração em tanque	53
Figura 11 -	Tanque de desinfecção	54
Figura 12 -	Tanque de armazenamento de lodo	54
Figura 13 -	Leito de secagem de lodo	55
Figura 14 -	Fluxograma da Estação de Tratamento de Esgoto de Monjolinho São Carlos/SP	56

Figura 15 -	Resíduo de Podas Urbanas recolhida nos Pontos de Entrega de Volumosos	57
Figura 16 -	Equipamento utilizado na primeira etapa de trituração do Resíduo de Podas Urbanas	57
Figura 17 -	Equipamento utilizado na segunda etapa de trituração do Resíduo de Podas Urbanas	57
Figura 18 -	Foto ilustrativa do moinho criogênico SPEX 6800 empregado para moagem das amostras	60
Figura 19 -	Molde macho-fêmea e prensa hidráulica utilizada na peletização	62
Figura 20 -	Peletes das amostras LA, LB, LS, PU, MA, MB e MS	62
Figura 21 -	Forno mufla utilizada na torrefação das amostras de trabalho	62
Figura 22 -	Amostra LA peletizada e torrefada	63
Figura 23 -	Percentagem de umidade absorvida, pelas amostras peletizadas, em função do tempo de exposição (h) à 70% de umidade relativa do ar numa temperatura de 25 °C	76
Figura 24 -	Percentagem de umidade absorvida, pelas amostras torrefadas, em função do tempo de exposição (h) à 70% de umidade relativa do ar numa temperatura de 25 °C	77
Figura 25 -	Comparação de absorção de umidade pelos processos de peletização e torrefação entre amostras de mesma origem	78
Figura 26 -	Espectros de FTIR para as amostras peletizadas	79
Figura 27 -	Espectros de FTIR para as amostras torrefadas	81
Figura 28 -	Diagrama estimado de Van Krevelin	82
Figura 29 -	Comparação do parâmetro cinético E_a em função de α para as amostras correspondentes LAP e LAT	89

Figura 30 -	Comparação do parâmetro cinético E_a em função de α para as amostras correspondentes LBP e LBT	90
Figura 31 -	Comparação do parâmetro cinético E_a em função de α para as amostras correspondentes LSP e LST	91
Figura 32 -	Comparação do parâmetro cinético E_a em função de α para as amostras correspondentes PUP e PUT	91
Figura 33 -	Comparação do parâmetro cinético E_a em função de α para as amostras correspondentes MAP e MAT	92
Figura 34 -	Comparação do parâmetro cinético E_a em função de α para as amostras correspondentes MBP e MBT	92
Figura 35 -	Comparação do parâmetro cinético E_a em função de α para as amostras correspondentes MSP e MST	93
Figura 36 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra LAT para avaliação da ocorrência de ECC	94
Figura 37 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra LST para avaliação da ocorrência de ECC	95
Figura 38 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra PUT para avaliação da ocorrência de ECC	95
Figura 39 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra LAP para avaliação da ocorrência de ECC	96
Figura 40 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra LBP para avaliação da ocorrência de ECC	96
Figura 41 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra MAP para avaliação da ocorrência de ECC	97
Figura 42 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra MAT para avaliação da ocorrência de ECC	97
Figura 43 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra MBP para avaliação da ocorrência de ECC	98
Figura 44 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra MSP para avaliação da ocorrência de ECC	98

Figura 45 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra MST para avaliação da ocorrência de ECC	99
Figura 46 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra LBT para avaliação da ocorrência de ECC	99
Figura 47 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra LSP para avaliação da ocorrência de ECC	100
Figura 48 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra PUP para avaliação da ocorrência de ECC	100
Figura 49 -	Comparação dos parâmetros cinéticos $\ln A$ com relação a E_a para a amostra MBT para avaliação da ocorrência de ECC	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Característica química, em porcentagem média, de lodos biológicos	32
Tabela 2 -	Volume de lodo produzido em litros por habitantes dia em diferentes modelos de tratamento	33
Tabela 3 -	Produção anual em toneladas de massa seca e as principais disposição dada ao lodo de esgoto em diferentes países da Europa	34
Tabela 4 -	Comparação entre os custos, em dólares por toneladas, de lodo de esgoto para a disposição final	34
Tabela 5 -	Dados comparativos da matriz energética mundial com o Brasil no ano de 2007	35
Tabela 6 -	Composição da madeira e madeira torrefada	46
Tabela 7 -	Resumo do procedimento experimental	59
Tabela 8 -	Ciclo de operação da moagem criogênica	61
Tabela 9 -	Siglas e nomes preliminares das amostras de trabalho	61
Tabela 10 -	Massa e volume das amostras de lodo de esgotos, poda urbana e seus consórcios utilizadas na produção dos peletes.	73
Tabela 11 -	Massa e volume das amostras peletizadas e as percentagens de redução do volume	73
Tabela 12 -	Massa e volume das amostras torrefadas e peletizadas e as percentagens de redução da massa.	74
Tabela 13 -	Nomes das amostras com as respectivas siglas	75
Tabela 14 -	Teores de C, H, N, S e O e relação O/C e H/C	82

Tabela 15 -	Dados obtidos da análise imediata para as amostras após Termogravimetria	84
Tabela 16 -	Valores experimentais e teóricos de PCS	86
Tabela 17 -	Variação de temperatura (ΔT) referente à etapa de degradação térmica estudada, Energia de Ativação média e $\ln A$ médio de amostras do trabalho	87
Tabela 18 -	Temperaturas de ignição das amostras peletizadas e torrefadas, obtidas por Termogravimetria	102
Tabela 19 -	Prognóstico de aplicação de cada amostra de acordo com as técnicas analíticas desenvolvidas neste trabalho	104
Tabela 20 -	Prognóstico de aplicação de acordo com as análises e os processos de peletização e torrefação	105

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABNT** - Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ABRELPE** - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Sólidos
- BTUs** - Unidades Térmicas Britânicas
- CETESB** - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
- CF** - Carbono Fixo
- CONAMA** - Conselho Nacional do Meio Ambiente
- DAAE** - Departamento Autônomo de Água e Esgoto de Araraquara
- DBO** - Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DTG** - Termogravimetria Derivada
- Ea** - Energia de ativação
- ECC** - Efeito de Compensação Cinética
- ETE** - Estação de Tratamento de Esgoto
- FTIR** - Espectroscopia de Absorção na Região do Infravermelho com Transformada de Fourier
- GLP** - Gás Liquefeito de Petróleo
- IAG** - Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas
- IBGE** - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- LA** - Lodo Araraquara
- LAP** - Lodo Araraquara Peletizado
- LAT** - Lodo Araraquara Torrefado
- LB** - Lodo Bueno
- LBP** - Lodo Bueno Peletizado
- LBT** - Lodo Bueno Torrefado
- LS** - Lodo São Carlos
- LSP** - Lodo São Carlos Peletizado

LST - Lodo São Carlos Torrefado

MA - Mistura Araraquara

MAP - Mistura Araraquara Peletizada

MAT - Mistura Araraquara Torrefada

MB - Mistura Bueno

MBP - Mistura Bueno Peletizada

MBT - Mistura Bueno Torrefada

MFC - Sigla em inglês para Célula de Combustível Microbiana

MO - Matéria Orgânica

MS - Mistura São Carlos

MSP - Mistura São Carlos Peletizada

MST - Mistura São Carlos Torrefada

MV - Material Volátil

NBR - Norma Brasileira

PCI - Poder Calorífico Inferior

PCS - Poder Calorífico Superior

PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos

PU - Poda Urbana

PUP - Poda Urbana Peletizada

PUT - Poda Urbana Torrefada

SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto de São Carlos

SBR - Sigla em inglês para Reator Sequencial em Batelada

TG - Termogravimetria

UASB - Sigla em inglês para reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	26
	1.1 Resíduos Sólidos	26
	1.2 Tratamento de esgoto	27
	1.2.1 Lodo de esgoto	31
	1.3 Biomassa	36
	1.4 Consórcio de biomassas (Misturas)	39
	1.5 Geração de energia: pirólise, combustão e gaseificação	41
	1.6 Torrefação	44
	1.7 Peletização	46
	1.8 Estudo Cinético	47
	1.9 Diagnóstico da situação local	49
	1.9.1 ETE Araraquara	49
	1.9.2 ETE Bueno de Andrada	52
	1.9.3 ETE Monjolinho	55
	1.9.4 Poda Urbana	56
2	OBJETIVOS GERAL E ESPECÍFICOS	58
3	MATERIAIS E MÉTODOS	59
	3.1 Resumo do Procedimento Experimental	59
	3.2 Origem e coleta das amostras originárias	60
	3.3 Preparação das amostras	60
	3.4 Técnicas analíticas	63
	3.4.1 Higroscopia	63
	3.4.2 FTIR	64
	3.4.3 Análise Elementar	64

3.4.4	Análise Imediata	66
3.4.5	Poder Calorífico Superior	67
3.4.6	Estudo Cinético	69
3.4.7	Temperatura de ignição	71
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
4.1	Análise preliminar dos peletes das amostras originárias	73
4.2	Higroscopia	75
4.3	FTIR	79
4.4	Análise Elementar	81
4.5	Análise Imediata	83
4.6	Poder Calorífico Superior	84
4.7	Estudo cinético	86
4.8	Temperatura de ignição	101
4.9	Indicação para aplicação de cada amostra	103
5	CONCLUSÃO	106
	SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS	107
	REFERÊNCIAS	108
	APÊNDICE A - Complementação Análise Imediata	122
	APÊNDICE B - Complementação Temperatura de ignição	125
	APÊNDICE C - Complementação Estudo Cinético	130
	APÊNDICE D - Artigos completos publicados em periódico	137

1. INTRODUÇÃO

1.1 Resíduos Sólidos

O gerenciamento inadequado dos diversos tipos de resíduos sólidos, tais como os sólidos urbanos, agrícolas, industriais, entre outros, podem causar grandes impactos socioambientais, como a contaminação do solo e dos corpos hídricos, comprometimento no escoamento de águas pluviais, o que contribui para a intensificação de enchentes, poluição do ar e proliferação de vetores de importância sanitária, catação em condições insalubres nas ruas e nas áreas de disposição final (SALDIVA; ANDRÉ; SANTOS, 2010). Além destas questões, a gestão de resíduos demandam um custo elevado para sua correta destinação, sendo um problema complexo e de difícil solução. Tendo em vista esta complexidade, há anos se discute sobre o destino a ser dado a determinados resíduos, diferentes alternativas são apresentadas, mas em geral a opção por destinar a maioria dos resíduos sólidos em aterros sanitários é a mais viável.

Resíduos sólidos são assim definidos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) em sua Norma Brasileira (NBR) número 10.004 de 2004 (ASSOCIAÇÃO..., 2004):

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.

Os resíduos sólidos podem ser identificados pelo processo ou atividades de origem, ou seja, pelos seus constituintes e características, e correlacionados com possíveis impactos à saúde e ao ambiente já conhecidos. Após a identificação, os resíduos sólidos são classificados em dois grupos: perigosos (classe I) e não perigosos (classe II) obedecendo aos critérios estabelecidos nos ensaios de caracterização de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade. Os resíduos sólidos classificados como não perigosos ainda podem ser subdividido em dois grupos: inerte (classe IIA) e não inerte (classe IIB), de

acordo com a ocorrência de solubilidade de alguns de seus constituintes em concentrações superiores aos constantes na Norma.

No que tange à questão do reaproveitamento, está em vigor desde 2014 a Lei Federal número 12.305/10, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Esta legislação prevê a prevenção e a redução na geração de resíduos, propicia o aumento da reciclagem e da reutilização dos resíduos sólidos e a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos. Além disto, cria o conceito de responsabilidade compartilhada dos geradores de resíduos e também metas para extinção dos lixões (BRASIL, 2010).

Porém, como pouca coisa foi cumprida desde a criação da Lei, houve a necessidade de prorrogação da mesma. Para atender a exigência em extinguir os lixões, dependendo o porte do município foi proposta uma data limite. O prazo para capitais e regiões metropolitanas foi de até 18 de julho de 2018, cidades com porte superior a 100.000 habitantes até o final de julho de 2019, entre 50.000 e 100.000 habitantes até 31 de julho de 2020 e municípios com menos de 50.000 habitantes até julho de 2021.

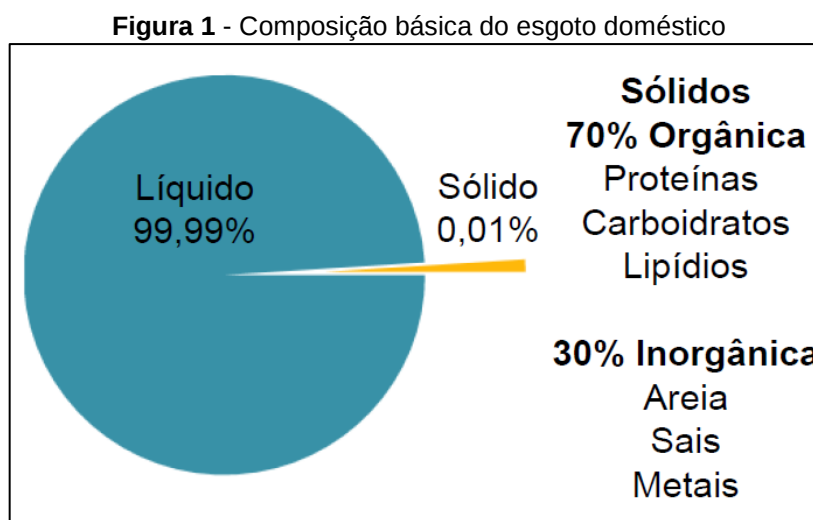
Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Sólidos - Abrelpe, “das quase 70 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil por ano, 42% são destinados a lixões e aterros controlados, uma prática considerada ambientalmente inadequada, pois oferece risco ao ambiente e à saúde” (ASSOCIAÇÃO..., 2018).

Além do lixo doméstico há outros tipos de resíduos sólidos que podem ser aproveitados, sem ter que ser dispostos em aterros, como é o caso de alguns resíduos industriais e os de podas de árvores.

1.2 Tratamento de esgoto

O esgoto sanitário é o despejo líquido constituído de esgoto doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária, de acordo a definição da norma brasileira NBR 9648 (ASSOCIAÇÃO..., 1986). O processo biológico de tratamento de esgoto produz dois tipos de produtos: o efluente líquido, principal objetivo de um tratamento, no qual a água apresenta condições e características que permite o lançamento no ambiente, e o lodo (primário e secundário) que é um material pastoso com grande concentração de

microorganismos, sólidos orgânicos e minerais (NUCCI; SILVA; ARAUJO, 1978), cuja dificuldade de disposição adequada é evidente. De acordo com Mello e Marques (2000) a composição básica do esgoto doméstico é composta por 99,99% de água e 0,01% de sólido. Este sólido por sua vez é formado por 70% de material orgânico (proteínas, carboidratos e lipídios) e 30% de material inorgânico (areia, sais e metais), conforme ilustrado na Figura 1.



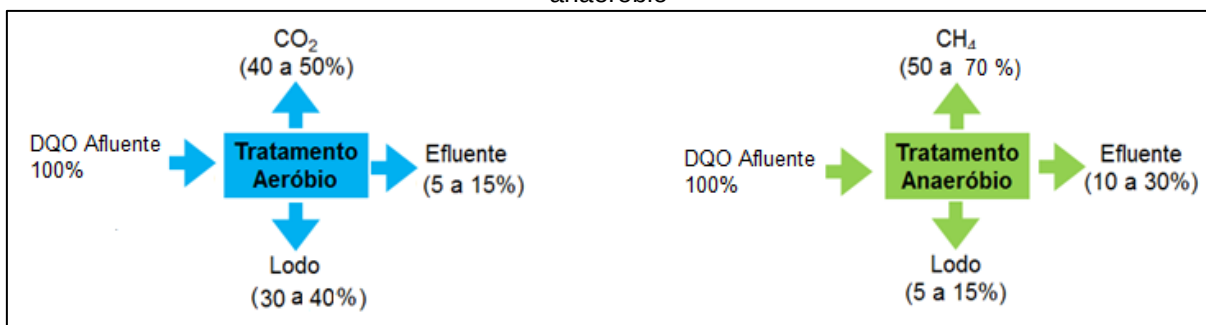
Fonte: Mello e Marques (2000).

A composição da parte sólida pode variar com a origem do esgoto, bem como do processo de tratamento e do seu caráter sazonal (MELLO; MARQUES, 2000), entretanto, em geral, da matéria orgânica (MO) presente no esgoto na chegada para o tratamento, parte é convertida em CO_2 (40 a 50%) se o tratamento do esgoto for aeróbio e parte é convertida a CH_4 (50 a 60%) se for submetida a tratamento anaeróbio. Outra parte da MO é lançada no efluente, 5 a 10% em tratamento aeróbio e 10 a 30% em tratamento anaeróbio. E uma terceira parte da MO é convertida gerando o lodo de esgoto, 50% a 60% em tratamento aeróbio e 5 a 15% em tratamento anaeróbio (CHERNICHARO, 2016), conforme ilustrado na Figura 2.

As Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's) são grandes consumidoras de energia, entretanto, elas dispõem de condições para geração e assim ser parcial ou totalmente sustentável. A construção da sua autonomia pode ser obtida desde a geração de biogás até uma segunda etapa, que seria aproveitar o poder calorífico dos lodos (CASTELLS, 2005), que são resíduos ou subprodutos gerados no tratamento anaeróbio por meio da implantação de sistemas integrados de proteção

ambiental, além de poder garantir a auto sustentabilidade da instalação de tratamento em termos de requisitos de energia elétrica (SHIZAS; BAGLEY, 2004).

Figura 2 - Conversão da matéria orgânica presente no esgoto conforme tratamento aeróbio e anaeróbio



Fonte: Chernicharo (2016)

O tratamento do esgoto ou a biodigestão do lodo podem gerar biogás. O biogás é uma mistura gasosa, obtida a partir da biodigestão anaeróbia por um processo fermentativo (rota biológica) cuja finalidade é a remoção de MO e a produção de biofertilizante com grande quantidade de nutrientes (PECORA, 2006).

A biodigestão anaeróbia representa uma importante forma de obtenção de energia a partir do tratamento de efluentes líquidos, pois é possível obter energia na forma de biogás além de contribuir significativamente com a redução do potencial poluidor (LUCAS JÚNIOR, 1994).

O primeiro registro oficial sobre a obtenção de biogás a partir de um processo de tratamento de esgoto, aplicando biodigestão anaeróbia é datado de 1895 na Inglaterra. Porém, o primeiro estudo utilizando estrume e outros materiais ocorreu na Índia em 1941. O processo anaeróbio vem evoluindo constantemente, agregando outras matrizes, como tratamento de resíduos industriais, agrícolas e municipais (ROSS; DRAKE; WALSH, 1996).

Na cidade de Bristol na Inglaterra foi instalada uma planta capaz de converter o esgoto em biogás, na forma de biometano gerando aproximadamente 56 milhões de litros por dia deste biocombustível. De acordo com a Universidade das Nações Unidas localizada no Japão, se o todo esgoto doméstico fosse convertido em biogás poderia gerar eletricidade para 138 milhões de lares (UNITED..., 2017).

A Índia e a China, nas décadas de 50 e 60, foram os pioneiros a utilizarem mais efusivamente a obtenção de biogás, porém, outros países desenvolveram seus próprios modelos de biodigestores (NOGUEIRA, 1986).

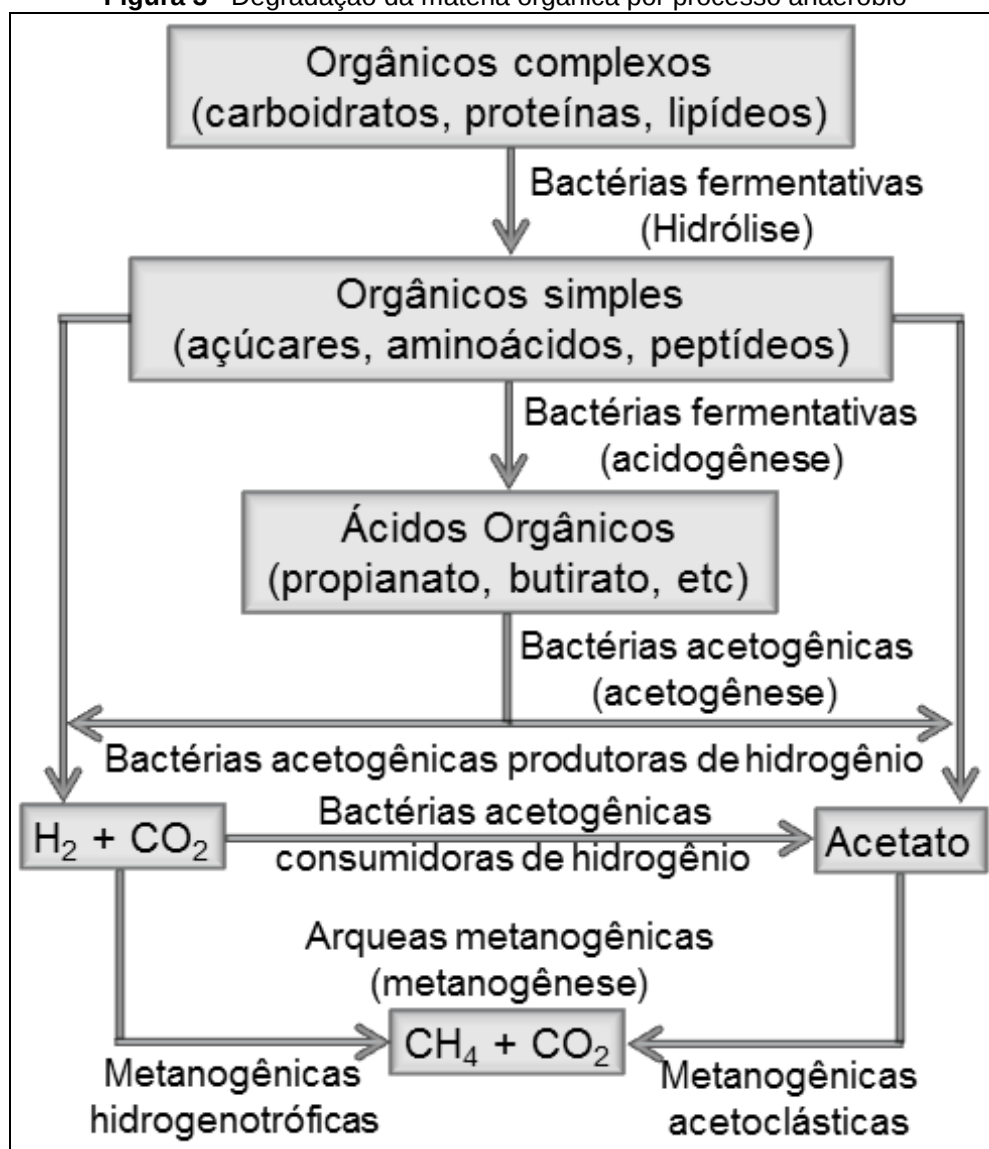
O biogás pode ser obtido de diversos tipos de resíduos orgânicos, como esterco de animais, lodo de esgoto, lixo doméstico, efluentes industriais e plantas aquáticas. O biogás produzido é energeticamente rico, uma vez que apresenta elevado poder calorífico (ROYA et al., 2011).

Em geral, o biogás é composto por 60% de metano, 35% de dióxido de carbono e 5% de uma mistura de hidrogênio, nitrogênio, amônia, gás sulfídrico, monóxido de carbono, aminas voláteis e oxigênio (WEREKO-BROBBY; HAGEN, 2000).

O processo anaeróbio para obtenção do biogás ocorre em três estágios: no primeiro estágio, bactérias fermentativas hidrolíticas hidrolisam lentamente compostos orgânicos complexos, como carboidratos, proteínas e lipídeos, em compostos solúveis, como açúcares, aminoácidos e peptídeos; no segundo estágio, microrganismos fermentativos por acidogênese convertem os produtos do primeiro estágio em ácidos orgânicos principalmente propionato e butirato; bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação destes produtos em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono; no último estágio arqueias convertem os produtos do segundo estágio em metano e dióxido de carbono. (BROCK, 1994 e CHERNICHARO, 2016), conforme ilustrado na Figura 3.

Apesar de ser um sistema simples, os processos anaeróbios para produção de biogás requerem alguns cuidados que podem inviabilizar sua operação. As bactérias anaeróbias são sensíveis a uma série de substâncias inibidoras, tais como, hidrocarbonetos, compostos organoclorados, detergentes aniônicos não biodegradáveis, agentes oxidantes e cátions inorgânicos que podem impedir o processo de digestão. Além disso, a presença de elementos químicos potencialmente tóxicos, o pH, a temperatura e o tempo de residência no biodigestor podem inviabilizar a produção de biogás (LUDUVICE, 2001).

Não obstante, o sistema de produção, armazenamento e conversão do gás para produzir eletricidade possui três componentes básicos: a captação, o processamento e conversão do gás, que promove a limpeza (remoção de partículas em suspensão e outros contaminantes) e o converte em eletricidade e finalmente o equipamento de interconexão que entrega a eletricidade a partir da geração ao usuário final. (COSTA; FERLING; NOGUEIRA, 2001).

Figura 3 - Degradação da matéria orgânica por processo anaeróbico

Fonte: Chernicharo (2016).

1.2.1 Lodo de esgoto

De acordo com von Sperling e Andreoli (2001) os lodos de esgoto são subprodutos sólidos gerados durante o tratamento de efluente. De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT/NBR 12.209/1992 o lodo de esgoto é uma suspensão aquosa de substâncias minerais e orgânicas separadas no processo de tratamento, sendo este subdividido em: lodo biológico, produzido num processo de tratamento biológico; lodo estabilizado, não sujeito a putrefação; lodo misto, mistura lodo primário e lodo biológico; lodo primário, resultante da remoção de sólidos em suspensão do esgoto afluente à ETE; e lodo seco, resultante de uma operação de desidratação (ASSOCIAÇÃO..., 1992).

Os lodos provenientes das ETE's são classificados como não perigoso e não inerte de acordo com a NBR 10.004/2004 e representam grande parcela da preocupação ambiental nos correntes dias, pois não há uma diretriz sobre a sua correta disposição. Segundo Bettiol e Camargo (2006), "o uso agrícola e florestal do lodo de esgoto como adubo orgânico apresenta-se como uma das mais convenientes, pois como o lodo é rico em MO e em macro e micronutrientes", portanto, é considerada hoje boa alternativa para a disposição final desse resíduo, entretanto, há um preconceito no uso desse resíduo na agricultura. A presença de grande quantidade de MO torna esse material uma importante matriz para ser aproveitada.

A Tabela 1 apresenta as características químicas, em porcentagem média, da MO presentes no lodo biológico. Majoritariamente os lodos são constituídos por carbono e oxigênio.

Tabela 1 - Composição química, em porcentagem média, de lodos biológicos

Parâmetro	Lodo biológico
Material volátil/%	67
C/%	52,5
H/%	6
O/%	33
N/%	7,5
S/%	1

Fonte: Samolada e Zabaniotou (2014) adaptado.

A produção de lodo de esgoto varia conforme o modelo do tratamento biológico. De acordo com Tchobanoglous, Burton e Stensel (2002) os tratamentos de efluentes formado por lodos ativados, tanto convencional quanto aeração prolongada geram maior quantidade de resíduo em modelos aeróbios, entre 3,1 e 8,2 L hab⁻¹ d⁻¹ e 3,3 e 5,6 L hab⁻¹ d⁻¹, respectivamente. Já os modelos anaeróbios como lagoa anaeróbia e Reator UASB (sigla em inglês para reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) geram menor quantidade de lodo, entre 0,1 e 0,3 L hab⁻¹ d⁻¹ e 0,2 e 0,6 L hab⁻¹ d⁻¹, respectivamente. A Tabela 2 apresenta o volume de lodo produzido de acordo com diferentes modelos de tratamento.

Tabela 2 - Volume de lodo produzido em litros por habitantes dia em diferentes modelos de tratamento

Tipo de sistemas	Volume de lodo produzido (L hab⁻¹ d⁻¹)
Lagoas facultativas	0,05 – 0,15
Reator UASB	0,2 – 0,6
Lodos ativados convencional	3,1 – 8,2
Lodos ativados aeração prolongada	3,3 – 5,6
Lagoa anaeróbia	0,1 – 0,3
Lagoa aerada facultativa	0,08 – 0,22

Fonte: Tchobanoglous, Burton e Stensel (2002)

Como a maioria dos resíduos sólidos, o lodo de esgoto também é, em sua maioria, destinado à aterros sanitários. A Tabela 3 mostra a produção anual em toneladas de massa seca de lodo e as principais formas de disposições em diferentes países da Europa. Naturalmente, os maiores geradores de lodo de esgoto da Europa são países que possuem as maiores populações, com 82 milhões de habitantes e uma área 357 mil km², a Alemanha, maior economia européia, gera 2.000 ktoneladas de massa seca por ano. Já o Reino Unido, com 65 milhões de habitantes produz anualmente 1.640 ktoneladas de massa seca de lodo de esgoto. Luxemburgo, com uma população de 583 mil habitantes, gera pouco lodo se comparado aos demais membros da União Européia, 10 ktoneladas de massa seca de lodo e se destaca por reaproveitá-lo utilizando-o na agricultura 90% do lodo produzido. Já a Holanda incinera 100% do seu lodo e a Grécia dispõe 95% de seu resíduo em aterro sanitário, enquanto que na Finlândia, 95% da produção de lodo tem outros fins, que pode ser a disposição oceânica (SAMOLADA; ZABANIOTOU, 2014).

A Austrália produz anualmente 250 mil toneladas em massa seca de lodo, destes um terço é aplicado na agricultura (MOLLOY et al., 2005). Já a China, com uma população aproximada de 1,4 bilhões de pessoas gera 3,71 milhões de toneladas de lodo todos os anos, entretanto, o aterro sanitário recebe a maior parte deste resíduo (GAO et al., 2014). No Brasil, estima-se que a produção anual de lodo varia entre 150 a 220 mil toneladas de massa seca (PEDROZA et al., 2010), ao menos 50% do lodo gerado no país é disposto em aterro sanitário, 15% é utilizado na agricultura e 35% não se sabe a correta disposição dada ao resíduo (MACHADO, 2001).

Tabela 3 - Produção anual em toneladas de massa seca e as principais disposição dada ao lodo de esgoto em diferentes países da Europa

País	Produção kton/ano	Agricultura %	Incineração %	Aterro Sanitário %	Outros %
Alemanha	2000	30	50	0	20
Espanha	1280	65	10	20	5
Finlândia	155	5	0	0	95
França	1300	65	15	5	15
Grécia	260	5	0	95	0
Holanda	560	0	100	0	0
Itália	1500	25	20	25	30
Luxemburgo	10	90	5	0	5
Portugal	420	50	30	20	0
Reino Unido	1640	70	20	0	10
Brasil	150-220	15	0	50	35

Fonte: Samolada e Zabaniotou (2014) adaptado.

Em geral os custos para disposição final do lodo de esgoto variam conforme a disposição, porém, este custo pode representar até 60% do custo operacional de uma ETE (VON SPERLING; ANDREOLI, 2001). A Tabela 4 mostra uma comparação entre os custos em dólares por toneladas para a disposição final de lodo esgoto. A incineração é a forma de disposição final mais onerosa para o lodo de esgoto.

Tabela 4 - Comparação entre os custos, em dólares por toneladas, de lodo de esgoto para a disposição final

Disposição final	Custo (US\$/t)
Oceânica	12 a 50
Aterros sanitários	20 a 60
Incineração	55 a 250
Reciclagem agrícola	20 a 125

Fonte: Andreoli (2006)

Considerando os custos para disposição final do lodo de esgoto, a Política Nacional de Resíduos Sólidos, a escassez de matérias primas e a crescente geração de resíduos sólidos tornam o reaproveitamento de lodos de esgoto provenientes de estações de tratamento como alternativa em diversos países

(MENEZES; NEVES; FERREIRA, 2002). O crescimento em investimentos sobre pesquisas de fontes alternativas e renováveis de energia ganha destaque em países desenvolvidos (MCKENDRY, 2002). A viabilidade de aplicação energética de lodos de esgoto é possível desde que as características do lodo apresentem baixo teor de umidade e elevado teor de materiais orgânicos (HAN et al., 2012).

Com o reaproveitamento energético do lodo de esgoto, uma nova forma de diversificação da matriz energética torne-se favorável, haja visto que tanto o Brasil quanto o mundo são muito dependentes de fontes não renováveis de energia.

Esta dependência indica que há necessidade de diversificação da matriz energética por fontes renováveis de energia. A Tabela 5 apresenta dados comparativos da matriz energética mundial com o Brasil no ano de 2007. Como pode ser observado, o petróleo é a maior fonte de energia, representa 35,0% da matriz energética mundial e 37,4% da matriz brasileira

Tabela 5 - Dados comparativos da matriz energética mundial com o Brasil no ano de 2007

Fonte de energia	Mundo	Brasil
Petróleo	35,0%	37,4%
Carvão mineral	25,3%	6,0%
Gás Natural	20,7%	9,3%
Hidrelétrica	2,2%	14,9%
Biomassa	10,5%	31,1%
Nuclear	6,3%	1,3%

Fonte: Vichi e Mansor (2009).

O consumo total de energia mundial tende a aumentar 28,5% entre os anos de 2015 até 2040, passando de 575 quatrilhões de unidades térmicas britânicas (Btu) para 739 quatrilhões. Este aumento está fortemente relacionado com o crescimento econômico, que deve ser de 3% ao ano neste período. Entretanto, o uso de energias renováveis tende a acompanhar este crescimento, aumentando 2,3% no mesmo intervalo (INTERNATIONAL..., 2018), uma vez que as reservas de fontes não renováveis de energia, como o petróleo, carvão e gás natural tendem ao esgotamento até o ano de 2050 (GOYAL; SEAL; SAXENA, 2008). O lodo de esgoto pode ser uma importante fonte de energia, seja na forma de combustível gasoso por meio de processo de biodigestão, gaseificação ou pirólise na produção de biogás, ou

de combustível líquido, como um biodiesel ou ainda na forma de combustível sólido na forma de biocarvão, ambos aplicando-se a pirólise.

1.3 Biomassa

O uso de biomassas para produção de energia vem ganhando destaque no cenário mundial, atualmente, o uso da biomassa corresponde à quarta maior fonte de energia no mundo, fornecendo aproximadamente 10,5% de toda a matriz energética (VICHI; MANSOR, 2009), porém, em países em desenvolvimento, este número se eleva para 38% (CHEN; ANDRIES; SPLIETHOFF, 2003). É considerada como uma das principais alternativas para a diversificação da matriz energética e a consequente redução da dependência dos combustíveis fósseis. A partir da biomassa é possível obter energia elétrica e biocombustíveis, como o biodiesel e o etanol, cujo consumo é crescente em substituição a derivados de petróleo como o óleo diesel e a gasolina (AGÊNCIA..., 2008).

Segundo Humberto (2004), “biomassa é a MO da terra, principalmente, os resíduos de plantas”. O termo biomassa também é usado para as plantas e seus derivados que podem ser convertidos em energia como, a madeira, os resíduos urbanos e florestais, grãos, talos, óleos vegetais e o lodo de tratamento biológico de efluentes. A biomassa é composta por uma estrutura lignocelulósica capaz de estocar a energia dos raios solares na forma de ligações químicas (MCKENDRY, 2002). A 11ª Conferência das Partes da Convenção das Nações Unidas à respeito da mudança climática realizada em Montreal no Canadá em 2005 (UNITED..., 2005) usou o termo como:

Material orgânico não-fossilizado e biodegradável proveniente de plantas, animais e micro-organismos, incluindo: (a) os resíduos de biomassa; (b) as frações não fossilizadas e biodegradáveis das indústrias e resíduos urbanos; e (c) os gases e líquidos recuperados a partir da decomposição de material orgânico não fossilizado e biodegradável.

A MO é composta por celulose, hemicelulose e lignina. A celulose é um polímero de alta massa molar que fornece rigidez estrutural. A hemicelulose são polímeros ramificados que representam entre 25 e 35% da massa da biomassa. E por fim a lignina é uma resina polifenólica macromolecular reticulada, amorfa, altamente ramificada, que é covalentemente ligada à hemicelulose. Essas ligações

conferem resistência mecânica à parede celular. Além deste fator, a lignina é relativamente hidrofóbica e com anéis aromáticos em sua estrutura conferindo-lhes maior estabilidade térmica (DEMIRBAS, 2009; MOHAN; PITTMAN; STEELE, 2006).

Alguns tipos de resíduos, como os animais, vegetais, industriais e florestais destacam-se por oferecerem condições adequadas de reaproveitamento e por gerar emprego e renda, garantindo o desenvolvimento sustentável, favorecendo além do aporte social o aspecto ambiental (BOROWSKI et al., 2002 e CORTEZ; LORA; GOMEZ, 2008), além de serem excelentes em recuperação energética. Algumas biomassas já são amplamente aplicadas para a geração de energia: diferentes tipos de madeiras, resíduos de plantas tais como a cana de açúcar (BOTÃO; LACAVA, 2003), palha de milho, casca de arroz ou miscanto (CRUZ; CRNKOVIC, 2016; JAYARAMAN; GOKALP, 2015) entre outros.

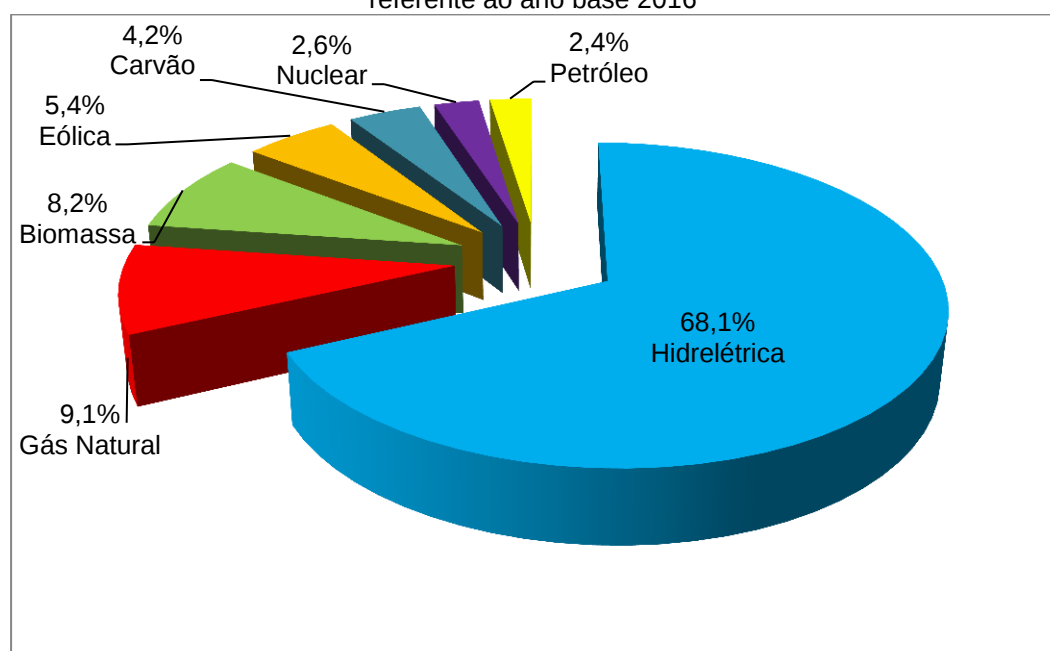
A escassez de chuvas durante o ano de 2014 no Brasil e principalmente no Estado de São Paulo fez acender o sinal de alerta, além do racionamento de água na região metropolitana de São Paulo, o risco de um colapso energético ficou eminente, como se não bastasse essa questão, a tarifa de energia elétrica encareceu em virtude de ter sido necessário o acionamento de usinas termoeletricas para suprir a demanda no fornecimento de energia.

De acordo com o Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IAG) da Universidade de São Paulo (USP) que monitora os dados meteorológicos dos últimos 82 anos, é comum períodos secos no Estado de São Paulo ocorrerem em períodos entre 4 a 11 anos (PEREIRA FILHO, 2015). E estes períodos secos podem estar associados ao ciclo solar, também chamado ciclo solar de Schwabe, que define que a atividade solar é dividida em intervalos de aproximadamente 11 anos (OLIVEIRA FILHO; SARAIVA, 2013). Outra vertente aponta para uma correlação negativa entre a precipitação total anual e a pressão atmosférica na superfície, ou seja, quando a pressão atmosférica aumenta, a tendência é precipitar menos chuva e o contrário é recíproco (PEREIRA FILHO, 2015). A relação de dependência entre o fornecimento de energia elétrica e a falta de chuvas mostra a importância de se diversificar o sistema elétrico brasileiro.

A Figura 4 ilustra a distribuição da matriz elétrica brasileira em relatório anual divulgado pela Empresa de Pesquisa Energética com ano base 2016 (EMPRESA..., 2017). Nota-se que o maior uso de energia elétrica no Brasil provém das usinas hidrelétricas, com participação de 68,1%. Fontes fósseis de energia como petróleo,

carvão e gás natural, representam juntos 15,7% da participação. As biomassas aparecem em 3º lugar nesta participação e vem mostrando tendência de crescimento também no Brasil ano após ano, uma vez que o país possui uma vasta biodiversidade, abundância de água, produção agrícola, clima tropical e dimensões continentais (BLEY JR. et al., 2009), ou seja, o Brasil tem temperaturas elevadas durante boa parte do ano, é úmido e com enorme área para produção de biomassas. Neste último relatório as biomassas foram responsáveis por 8,2% da distribuição da matriz elétrica brasileira. Outras fontes como a eólica (5,4%) e nuclear (2,6%), entre outras, compõe a lista de participação na matriz.

Figura 4 - Distribuição da matriz elétrica brasileira divulgada pela Empresa de Pesquisa Energética referente ao ano base 2016



Fonte: Empresa... (2017).

Quando submetidas a processo de conversão termoquímico as biomassas podem substituir os combustíveis fósseis em três formas, sólido (briquete, *peletes* e carvão animal), líquido (etanol e biodiesel) e gasoso (produção de gás e biogás) (KOL; HOI, 2003). A aplicação de resíduos industriais e sanitários como combustível alternativo na co-geração de energia vem sendo estudada por diversos autores (De SENA, 2005 e SANGER; WERTHER; OGADA, 2001).

De Sena (2005) avaliou a aplicação de biomassa obtida por flotação de efluente do processo industrial de frigorífico para geração de energia obteve um combustível alternativo, renovável e menos poluente, com elevado poder calorífico e

ainda elevada remoção de matéria orgânica, com produção de 0,87 kg de biomassa combustível para cada m³ de efluente tratado.

Sanger, Werther e Ogada (2001) investigaram a emissão de NO_x e N₂O durante a combustão de lodo de esgoto. Com o aumento nas concentrações de oxigênio, o NO_x diminuiu e o N₂O permaneceu estável. No entanto, com o aumento da temperatura houve uma redução rápida do N₂O e após aplicação da técnica de reciclagem dos gases de combustão houve também uma redução de NO_x. A comparação deste trabalho com plantas em grande escala mostrou-se ser semelhantes segundo os autores.

Além do potencial energético da biomassa, os lodos de esgoto de origem anaeróbia (sanitários ou de industriais como da indústria citrícola) apresentam uma alternativa viável para produção biológica de gás hidrogênio (TORQUATO et al., 2017b, 2017c), principalmente por ser considerado um combustível proveniente de energia limpa, renovável e energeticamente mais favorável que os combustíveis fósseis usualmente empregados.

1.4 Consórcio de biomassas (Misturas)

Duas formas do uso de biomassas como combustível são possíveis de realizar: uma é a queima direta da biomassa, e outra forma é o processamento da biomassa por meio de processos químicos ou biotecnológicos, sendo uma das vantagens da utilização da biomassa diretamente como combustível é a redução de emissões de poluentes (HUMBERTO, 2004) em relação aos combustíveis fósseis.

O processo de combinação de biomassas visando geração de energia vem sendo estudado como uma alternativa de impedir que alguns resíduos sejam dispostos em aterros. A combinação de biomassas peletizadas como pinheiros, castanheiros e serragem de eucalipto, resíduo de celulose, cascas de café e de resíduos de uva foi estudada por Gil et al. (2010), indicando bons resultados. Como alternativa energética, os autores preparam blendas a partir das amostras originais e estudaram suas propriedades mecânicas e o comportamento de combustão. Os peletes das blendas de serragem de castanha e pinheiro exibiam a maior durabilidade em relação a abrasão, enquanto que os resíduos de uva e de casca de café eram os menos duráveis. A combinação de biomassa apresentaram perfis de combustão semelhantes aos das matérias-primas individuais. Além disso, a adição

de carvão à biomassa em pequenas quantidades não afetou as características térmicas das misturas (GIL et al., 2010).

A reatividade da mistura entre serragem de pinus e resíduos de oliveira se tornou melhor por conta do maior teor de volátil presente no resíduo de oliveira, comprovando que estes resíduos podem ser um combustível alternativo para produção de energia (LAJILI; LIMOUSY; JEGUIRIM, 2014). Neste estudo os autores peletizaram os resíduos em seis diferentes composições. Foram determinadas propriedades térmicas e físico-químicas, tais como teor de umidade e cinzas, além da densidade aparente, por termogravimetria. Os resultados mostraram que durante o processo de peletização, o alto valor da umidade nos resíduos de azeitona diminuiu. A degradação térmica dos peletes, tanto em atmosfera inerte quanto em atmosfera oxidativa, seguiu o comportamento usual dos materiais lignocelulósicos, ou seja, após a liberação da umidade, a degradação térmica ocorreu em duas etapas, sendo que na primeira etapa a taxa de decomposição foi mais acentuada, por conta da degradação da hemicelulose e celulose e na etapa seguinte foi verificada a decomposição de lignina e formação de carvão.

Um estudo sobre o comportamento térmico de resíduos da indústria de cana de açúcar, como o bagaço, a torta de filtro e a vinhaça, nas formas puras e em combinações de misturas entre si usando análises termogravimétricas em atmosferas de N_2 , CO_2 , N_2/O_2 e CO_2/O_2 , visando reaproveitamento energético também foi desenvolvido por Silva et al. (2015). Os maiores teores de cinzas na torta de filtro e na vinhaça (47 e 40%, respectivamente) foram encontrados em relação ao valor obtido para o bagaço (5%). A vinhaça, por sua vez, iniciou o processo de decomposição em temperatura inferior, $160^\circ C$, ao bagaço e a torta de filtro, $250^\circ C$, em atmosferas de ar sintético e de CO_2/O_2 , devido à ausência de fibras na sua estrutura. Os eventos de perda de massa nas temperaturas $150^\circ C$, $310^\circ C$ e $500^\circ C$, foram referentes à umidade, decomposição de hemicelulose e celulose e degradação de lignina, respectivamente. Em atmosfera de CO_2 os eventos ocorreram em temperaturas mais elevadas para todas as amostras.

Na combustão da biomassa, o desempenho pode variar consideravelmente dependendo da composição da matéria-prima. Misturas de peletes biomassa/carvão produzem um material com características mais indicadas para uso em fornos industriais, já que o carvão tem maior teor de carbono e poder calorífico do que só a

biomassa (HESCHEL et al., 1999), além de reduzir substancialmente as emissões das usinas convencionais (HOOGWIJK et al., 2005).

1.5 Geração de energia: pirólise, combustão e gaseificação

Outras formas alternativas de produção de energia foram estudadas e aperfeiçoadas nos últimos anos, como os processos de conversão termoquímicos (combustão, gaseificação e pirólise), porém, há um gasto energético para produção, entretanto, o sistema está menos sujeitos a interferências.

A combustão é uma das formas de obtenção de energia mais antigas da história da humanidade e consiste em submeter a MO ao aquecimento a uma temperatura entre 800 e 1000 °C em presença abundante de oxigênio, e os produtos formados são CO₂, água e calor. O calor gerado pode ser convertido em energia mecânica ou elétrica (DEMIRBAS, 2005).

A gaseificação consiste em submeter a MO por meio de uma oxidação parcial em temperaturas entre 800 e 900 °C para produção de gases, principalmente CO, CO₂, CH₄, H₂ e H₂O (BASU, 2010; GOYAL; SAXENA; SEAL, 2009).

Já a pirólise consiste na decomposição da MO na ausência de oxigênio em temperaturas entre 300 e 700 °C e cujos produtos podem se apresentar na forma de combustíveis sólidos, líquidos e gasosos (BASU, 2010; GOYAL; SAXENA; SEAL, 2009).

Magdziars e Wilk (2013) estudaram a combustão de lodo de esgoto e carvão, bem como a mistura entre eles. Os autores estudaram o perfil da combustão das amostras em três razões de aquecimento de 10, 40 e 100 °C min⁻¹ e observaram que a medida que aumenta a razão de aquecimento há uma maior perda de massa que está relacionada com a maior liberação de calor. Além disso, eles determinaram o poder calorífico inferior das amostras e chegaram a conclusão que o lodo de esgoto apresenta um poder calorífico de 12,83 kJ mol⁻¹.

Jayaraman e Gokalp (2015) estudaram diferentes etapas de pirólise, combustão e gaseificação a partir de amostras de miscanto e lodo de esgoto em um analisador térmico acoplado a um espectrômetro de massas. Os autores aqueceram as amostras até 1100 °C e analisaram os gases voláteis liberados durante o processo. Eles concluíram que as etapas de gaseificação e combustão ocorrem em

duas zonas de temperaturas diferentes, por volta de 750 e 950 °C respectivamente e os principais gases liberados no experimento foram H₂, O₂, CO e CO₂.

Karampinis et al. (2012) avaliaram as propriedades de combustão de cinco culturas vegetais, alcachofra, miscanto, paulownia, salgueiro e álamo como biocombustíveis sólidos por meio de investigações termogravimétricas. Segundo os autores a devolatilização é modelada por três reações paralelas independentes e o miscanto e o álamo apresentaram melhor comportamento como combustíveis em razão do alto teor de material volátil e baixo teor de cinzas.

Como a combustão de biomassa é altamente exotérmica, os combustíveis derivados de biomassa podem servir de matrizes para produção energética, sendo assim, o efeito de combustão em casca de avelã, farelo de trigo, álamo e miscanto foi estudado por Ozgur et al. (2012) por meio de análise termogravimétrica. Os autores relacionaram o alto teor de material volátil e o menor conteúdo de celulose disponível nessas matrizes à um combustível sólido ideal.

O comportamento da combustão de resíduos agrícolas tais como o miscanto, madeira de álamo e casca de arroz foi investigado usando técnicas de análise térmica (KOK; OZGUR, 2013). Os pesquisadores avaliaram a combustão destes resíduos em cinco diferentes razões de aquecimento (5, 10, 15, 25 e 50 °C min⁻¹) e verificaram que as amostras de biomassa possuem dois estágios de combustão. No primeiro estágio, a combustão dos voláteis leves ocorreu na região entre 250 e 400 °C e no segundo estágio, a combustão do carbono fixo ocorreu entre 400 e 500 °C. Também observaram que as temperaturas de ignição e de queima das amostras aumentaram com o aumento da razão de aquecimento. Tal reatividade dos resíduos deve-se a combustão dos voláteis leves, no entanto, a liberação de energia combustível é principalmente devido à combustão de carbono fixo, segundo os autores.

A gaseificação do miscanto foi estudada por Michel et al. (2011) usando método CG/MS e FTIR. Os pesquisadores realizaram o experimento em um reator de leito fluidizado. Neste experimento houve uma produção de 1,1 m³ kg⁻¹ de combustível gasoso a partir do resíduo. Dentre os gases obtidos 40% foi H₂ e 24% foi CO. Esta relação H₂/CO próximo a 2 indica que o gás produzido é adequado para aplicações industriais, tanto para produção de eletricidade quanto como matéria prima para síntese química como o metanol. Os autores ainda afirmam que é

possível melhorar a produção de gás com um melhor rendimento de hidrogênio e monóxido de carbono.

A pirólise é uma das técnicas mais recentes na questão de obtenção de uma energia renovável e apresenta vantagens importantes frente a outras técnicas. Czernik e Bridgwater (2004) estudaram a produção de um bio-óleo, um combustível líquido e renovável. Segundo os autores uma das vantagens é que o produto formado pode ser facilmente armazenado e transportado. Esse bio-óleo foi testado com sucesso em motores, turbinas e caldeiras, porém, o custo de produção apresenta-se com entrave no desenvolvimento da técnica.

A produção de um biocarvão proveniente de miscanto por meio de pirólise foi estudado por Mimmo et al. (2014) para aplicação energética e incorporação no solo agrícola. Entre 250 e 400 °C foi observada a ocorrência de um pico estreito na curva DTG, indicando que houve a degradação térmica de hemicelulose e celulose. Acima de 360 °C, uma série de reações em cadeia complexas características de lignina e estruturas similares a lignina foram observadas até 600 °C. Esta observação foi confirmada pela relação O/C em torno de 0,7. A análise térmica confirmou que a temperatura de pirólise afeta a estrutura do biocarvão, influenciando suas características tanto térmica como biológica.

Millot et al. (1988) e Hun (1998) estudaram um processo de conversão de matéria orgânica para obtenção de óleo combustível a partir de lodo de esgoto com auxílio de um solvente, sob pressão atmosféricas e temperaturas amenas, entre 200 e 300 °C, este óleo produzido apresentou um elevado poder calorífico.

O comportamento da pirólise de resíduos como palha de arroz, casca de arroz e sabugo de milho foram investigados por Worasuwannarak, Sonobe e Tanthapanichakoon (2007) por meio da técnica de TG-MS onde o principal produto formado para todas as amostras foi H₂O, porém, em proporções diferentes devido a composição de hemicelulose, celulose e lignina. Os autores relataram que devido à interações entre a celulose e lignina durante a pirólise influenciou na diminuição dos rendimentos na forma líquida, entretanto, foi observado um aumento na produção de forma sólida.

Shen e Zhang (2003) estudaram a pirólise do lodo de esgoto em um leito fluidizado. Os autores estudaram os efeitos da temperatura (300 a 600 °C) e do tempo de residência (1,5 a 3,5 s) do gás nitrogênio na distribuição e composição do produto com o objetivo de maximizar o rendimento de óleo. Foram obtidos três

grupos de produtos: uma fase de gás não condensável, uma fase sólida e uma fase líquida. A maior produção obtida foi de 30% de óleo em 525 °C e tempo de residência de gás de 1,5 s. Os pesquisadores sugeriram uma estrutura unitária do óleo que consiste de anéis aromáticos ligados por hidrocarbonetos com grupos funcionais OH ligados.

À medida que a temperatura de pirólise aumenta, tende a ter menor rendimento na produção de um combustível sólido, maior rendimento na fração gasoso e a manutenção na produção de combustível líquido. Este comportamento foi observado por Inguanzo et al. (2002) em seu estudo sobre pirólise de lodo de esgoto. Em temperaturas baixas, à medida que a razão de aquecimento aumenta, as reações de craqueamento são favorecidas formando maior concentração de compostos leves nos óleos da pirólise. Em temperaturas superiores a 650 °C este efeito não é observado. O óleo produzido apresentou poder calorífico comparável a alguns combustíveis convencionais, variando de 22,45 a 27,98 MJ kg⁻¹.

1.6 Torrefação

Para tornar-se uma opção vantajosa energeticamente, a biomassa precisa passar por um tratamento térmico. Dentre as opções de tratamento térmico a que vem ganhando destaque nos últimos anos é a torrefação. A torrefação da biomassa é uma pirólise realizada em condições onde a atmosfera é inerte e a temperatura é mais amena, entre 200-300 °C, e apesar de consumir energia durante o processo, minimiza essas limitações e torna a biomassa atraente frente a processos anaeróbios, visto que há um controle durante toda a etapa de produção e ainda potencializado por fornecer um produto sólido, rico em carbono e com alto poder calorífico (NHUCHHEN; BASU; ACHARYA, 2014). O produto da torrefação pode ser obtido na forma sólida, líquida e gasosa.

Um dos primeiros registros de aplicação de torrefação em biomassa vegetal ocorreu em 1930 na França (VAN DER STELT et al., 2011). Ainda é pequeno o número de publicações sobre torrefação, entretanto, há uma tendência de aumento de trabalhos com esse tema. Diversas matérias primas são estudadas, desde pinheiros, castanheiros, eucaliptos, bagaço de cana (PACH; ZANZI; BJORNBO, 2002) sempre visando a recuperação energética.

Porém uso de biomassa vegetal in natura como fonte energética apresenta algumas desvantagens devido à diferentes condições do material, tais como heterogeneidade da estrutura, devido a presença da estrutura fibrosa (VAN DER STELT et al., 2011), além de baixa densidade energética e altas razões nos teores H/C e O/C. Todos esses fatores refletem nas condições de transporte, manuseio, armazenamento e conversão (ARIAS et al., 2008; PHANPHANICH; MANI, 2011; MEDIC et al., 2012). A própria natureza higroscópica é outro complicador, pois mesmo que a biomassa passe por um processo de secagem térmica antes do seu uso, essa natureza favorece a reabsorção de umidade do ambiente mesmo que em ambiente hermético (NHUCHHEN; BASU; ACHARYA, 2014).

Durante a torrefação, a biomassa passa por alterações nas propriedades físicas e químicas, há liberação de hidrocarbonetos condensáveis, hidrogênio, oxigênio, monóxido e dióxido de carbono. Há um aumento no teor de carbono fixo e na densidade energética. Por essas razões a torrefação da biomassa apresenta um produto com elevado poder calorífico além de um caráter hidrofóbico em comparação com a matéria prima original (PACH; ZANZI; BJORNBOM, 2002). A remoção de material volátil, CO, CO₂, CH₄ e traços de H₂, majoritariamente liberado na decomposição da hemicelulose, durante a torrefação confere uma diminuição na relação O/C (YANG et al., 2007; PRINS; PTASINSKI; JANSSEN, 2006). O caráter hidrofóbico que a biomassa adquire ao final da torrefação está associado com a remoção dos grupos hidroxila durante a degradação da matéria orgânica. Essa remoção reduz a ocorrência de formação de ligações de hidrogênio e consequentemente há uma redução na capacidade de absorção de umidade da biomassa. Então, há uma conversão de moléculas polares em moléculas insaturadas não polares e o produto formado torna-se hidrofóbico (NHUCHHEN; BASU; ACHARYA, 2014).

O processo de torrefação pode ser dividido em duas partes: secagem e desvolatilização. A secagem por sua vez é subdividida em não reativa e reativa. A secagem não reativa consiste em remover a água superficial realizada entre 50 e 150 °C. Já a secagem reativa é caracterizada por remover substancialmente a água ligada a biomassa e realizada entre 150 e 200 °C (TUMULURU et al., 2011). A desvolatilização é um processo que remove oxigênio e parcialmente material volátil da biomassa, realizada acima de 200 °C. Diferentemente da pirólise, a torrefação da biomassa não remove todo o material volátil (BASU; KAUSHAL, 2009).

A Tabela 6 apresenta a composição da madeira in natura e torrefadas em duas condições experimentais diferentes, uma aplicando temperatura de 250 °C e tempo de 30 min e a outra com temperatura de 300 °C e tempo de 10 min. É possível observar que a relação O/C ficou menor com a torrefação à 300 °C e isoterma de 10 minutos e influenciou diretamente no poder calorífico da biomassa. A perda de massa foi observada por PRINS; PTASINSKI e JANSSEN, (2006). Segundo os autores, essa perda de massa foi atribuída pela liberação de material volátil, e esse material volátil é dividido por condensáveis, principalmente ácido acético e água, e não condensáveis, principalmente monóxido e dióxido de carbono.

Tabela 6 - Composição da madeira e madeira torrefada

	Madeira	Madeira torrefada (250 °C, 30 min)	Madeira torrefada (300 °C, 10 min)
Carbono	47,2%	51,3%	55,8%
Hidrogênio	6,1%	5,9%	5,6%
Oxigênio	45,1%	40,9%	36,3%
Nitrogênio	0,3%	0,4%	0,5%
Cinzas	1,3%	1,5%	1,9%
PCI/MJ kg⁻¹	17,6	19,4	21,0

Fonte: Prins, Ptasinski e Janssen (2006).

Ferro et al. (2004) avaliaram o comportamento de algumas biomassas vegetais como pinus, bagaço de cana, peletes de madeira e de palha de milho durante o processo de torrefação. Os pesquisadores trabalharam com temperaturas de 230, 250 e 280 °C e aplicaram uma isoterma de 1, 2 e 3 horas. Foi avaliado o efeito da natureza da amostra, temperatura, tempo de residência e fluxo de nitrogênio e os autores concluíram que o teor de carbono fixo e a densidade energética aumentou com o tempo, em contrapartida a massa das amostras diminuiu.

1.7 Peletização

A crescente necessidade por novas formas de disponibilidade de energia estimula novos estudos. Combustíveis sólidos ou biocarvões vem ganhando espaço em trabalhos recentes, principalmente como peletes ou briquetes. Wang et al. (2009)

apontaram um aumento no consumo doméstico de briquetes e peletes provenientes de biomassa como biocombustíveis, entre outras coisas, a vantagem destas formas consiste no fácil armazenamento e transporte, além de menor poluição, menor nível de poeira e maior poder calorífico, haja visto que a energia está concentrada. Nos últimos anos, este crescimento tem sido observado principalmente na Europa, América do Norte e China (PEKSA-BLAUCHARD et al., 2007). A diferença entre pelete e briquete consiste basicamente no tamanho, enquanto o pelete apresenta diâmetro entre 6 e 16 mm e comprimento de 25 a 30 mm, o briquete apresenta diâmetro entre 50 e 100 mm e comprimento entre 250 a 400 mm.

A peletização da biomassa é uma opção importante, pois permite melhorar as propriedades de uma forma mais uniforme. O produto formado é indicado para conversão em calor e energia e apresenta um bom poder calorífico, resistência, de fácil combustão, armazenamento, transporte e manuseio (VAN DER STELT et al., 2011).

A utilização de peletes de biomassa é apontada como fator fundamental na redução de emissões de dióxido de carbono, uma vez que o balanço de massa indica disponibilidade quase zero de carbono no ambiente, pois o carbono liberado na utilização é reciclado como parte integrante do ciclo do carbono (LARSSON et al. 2008). Por esta razão o pelete de biomassa é uma excelente opção como fonte de energia, pois evita que diversos tipos de resíduos sejam lançados no ambiente sem reaproveitamento de energia neles contidos e ainda gerando passivos ambientais.

1.8 Estudo Cinético

A decomposição da matéria orgânica envolve algumas reações que ocorrem simultaneamente. Dada a complexidade das reações envolvidas, diferentes modelos matemáticos são propostos para explicar o comportamento durante a degradação da matéria orgânica durante a pirólise (VAN DER STELT et al., 2011), e especificamente são aplicados para determinação do fator pré-exponencial de Arrhenius e a energia de ativação. Di Blasi e Lanzetta (1997) investigaram a degradação térmica da xilana, polissacarídeos frequentemente encontrados como principais constituintes das hemiceluloses em muitas espécies vegetais, tais como palha, sabugo de milho e madeira. Os pesquisadores concluíram que a degradação da xilana ocorre em duas etapas. A primeira etapa, rápida, leva em consideração a

formação competitiva de voláteis e um intermediário sólido. A segunda etapa, lenta, ocorre em temperaturas acima de 250 °C e o produto formado foi um carvão. De acordo com o modelo cinético proposto pelos autores o fator pré-exponencial e a energia de ativação na primeira etapa foram respectivamente $A_1 = 3,62 \times 10^5 \text{ s}^{-1}$ e $E_1 = 18,3 \text{ kcal mol}^{-1}$, enquanto que na segunda etapa foram $A_2 = 3,83 \times 10^2 \text{ s}^{-1}$ e $E_2 = 13,1 \text{ kcal mol}^{-1}$.

A maioria dos modelos cinéticos propõe que a decomposição baseia-se em condições dinâmicas, porém, é possível que o processo de torrefação de biomassa seja norteadado por condições isotérmicas. Um dos modelos cinéticos mais básicos para descrever o comportamento da decomposição durante uma pirólise foi proposto por Broido e Nelson (1975) que leva em consideração que a celulose se decompõe em uma única etapa e ainda propõe que somente a formação de produtos finais deve ser considerada.

Koufopanos, Luchesi e Maschio (1989) propuseram um modelo matemático que descreve a cinética da pirólise de materiais lignocelulósicos. Neste estudo os autores sugeriram que a pirólise de partículas finas (abaixo de 1 mm) pode ser considerada controlada pela cinética da pirólise. Eles levaram em consideração a ocorrência de uma etapa intermediária, com a liberação de gases e material volátil o modelo cinético foi capaz de prever a perda de massa final do produto formado na pirólise da biomassa.

Ozveren e Ozdogan (2013) estudaram a pirólise do resíduo da produção de azeite de oliva. Os autores confirmaram que os principais produtos liberados durante processo pirolítico foram H_2 , CH_4 , CO e CO_2 e utilizaram os modelos cinéticos de Coats-Redfern e Friedman para determinação dos parâmetros cinéticos. Para o modelo de Coats-Redfern eles encontraram a energia de ativação de $179,15 \text{ kJ mol}^{-1}$ e o fator pré-exponencial foi de $3,09 \times 10^{12} \text{ s}^{-1}$. Já pelo modelo de Friedman os valores foram 173 kJ mol^{-1} e $1,65 \times 10^{14} \text{ s}^{-1}$.

Um dos modelos mais encontrados na literatura é o modelo de Coats-Redfern, entretanto, nem todos podem ser usados na determinação dos parâmetros cinéticos, pois, a decomposição da matéria orgânica envolve reações complexas paralelas e consecutivas com mecanismos distintos. O próprio modelo de Coats-Redfern não deve ser aplicado se houver mais que um mecanismo de reação, como ocorre na maioria das transformações no estado sólido, em que uma camada de produtos se forma na superfície de um núcleo não reagido e esta camada pode ser

porosa ou densa que pode causar uma mudança no mecanismo de reação pelo aumento na extensão da reação (EBRAHIMI-KAHRIZSANGI; ABBASI, 2008).

Para o modelo de Friedman, assume-se que a energia de ativação permanece constante durante toda a reação de decomposição da matéria orgânica. Este método é diferencial linear baseado na técnica isoconversional. Então, a função de conversão $f(\alpha)$ também permanece constante, o que implica que a degradação da biomassa é independente da temperatura e depende apenas da taxa de perda de massa (OZVEREN; OZDOGAN, 2013).

Outro método já consagrado é o modelo de Flynn-Wall-Ozawa. Este modelo matemático consiste em uma técnica isoconversional integral que supõe que a energia de ativação permanece constante, ainda este modelo leva em consideração intervalos cujo primeiro limite é assumido como zero. Esta suposição permite o uso da aproximação de Doyle para calcular a integral de temperatura (OZVEREN; OZDOGAN, 2013; DOYLE, 1962).

O conhecimento das características físico-químicas e biológicas, além da origem dos diferentes tipos de resíduos nos orienta quanto a classificação dos mesmos e nos norteia quanto a sua utilização. Neste sentido, o estudo do comportamento de resíduos durante seu processo de degradação, combustão e pirólise é necessário para se obter melhor reaproveitamento dos mesmos.

1.9 Diagnóstico da situação local

1.9.1 ETE Araraquara

A Estação de Tratamento de Esgotos de Araraquara (ETE-Araraquara) foi inaugurada em abril de 2000, sendo a mesma projetada para tratar 100% do esgoto municipal coletado. A ETE Araraquara trata diariamente em média 56.000 m³ de esgoto, abrangendo 99,6% da população urbana, equivalente a 208.662 habitantes, segundo dados do Censo 2010 do IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (INSTITUTO..., 2018a) com estimativa para 2018 de 233.744 habitantes segundo estimativas do próprio Instituto.

O tratamento do esgoto é dividido em duas etapas: preliminar (físico) para remoção de sólidos, e secundário (biológico) para remoção de matéria orgânica. O

tratamento é biológico e formado por lagoa de aeração seguida de lagoa de sedimentação. A Figura 5 apresenta a lagoa de aeração da ETE Araraquara.

Figura 5 - Lagoa de Aeração da ETE Araraquara



Fonte: Autor

O tempo de detenção do esgoto na lagoa de aeração é de 3 dias, enquanto que na lagoa de sedimentação é de 1,7 dias. Ao final deste período, o efluente tratado é lançado no córrego Ribeirão das Cruzes, classificado como rio classe IV, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). Esta classificação indica que a qualidade da água do rio neste ponto de lançamento apresenta características que podem receber esse efluente tratado e seu uso é menos exigente. A Figura 6 ilustra o lançamento do efluente tratado no corpo receptor.

Figura 6 - Lançamento do efluente tratado da ETE Araraquara no córrego Ribeirão das Cruzes



Fonte: Autor

O acúmulo de lodo na lagoa de sedimentação da ETE Araraquara compromete a eficiência do tratamento do efluente. Pensando em solucionar esta questão, o Departamento Autônomo de Água e Esgotos de Araraquara (DAAE), órgão responsável pelo fornecimento de água e pela coleta e tratamento do esgoto da cidade, inaugurou em 2011 um moderno sistema para remover o lodo da lagoa de sedimentação e submetê-lo a um processo de desaguamento e secagem térmica, removendo a umidade, reduzindo massa e volume do lodo.

Neste processo, o lodo é succionado da lagoa de sedimentação por uma draga e com auxílio de condicionadores orgânicos e inorgânicos (cloreto férrico e poliacrilamida) grande parte de água é removida, sendo reaproveitada como água de reuso no próprio processo. Na etapa seguinte, após passar por uma centrífuga de alta rotação, o resíduo é enviado para um secador rotativo, onde ar quente a uma temperatura de 300°C, proveniente de uma fornalha abastecida com gás liquefeito de petróleo (GLP) que remove quase totalmente a umidade do resíduo.

Após este processo, o resíduo em forma de grânulos é disposto em caçambas, conforme Figura 7, e enviado para um aterro sanitário na cidade de Guataporã/SP que possui licença para codisposição fornecida pela CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) a partir da classificação do resíduo conforme a NBR 10.004/2004, Resíduo Classe II A – não perigoso e não inerte (ASSOCIAÇÃO, 2004).

Figura 7 - Lodo da ETE Araraquara após processo de desaguamento e secagem térmica a 300 °C disposto em caçamba



Fonte: Autor

1.9.2 ETE Bueno de Andrada

A Estação de Tratamento de Esgotos de Bueno de Andrada localizada no distrito de Bueno de Andrada em Araraquara/SP e foi inaugurada em 1997, a partir de uma parceria da Escola de Engenharia da USP de São Carlos, o Departamento Autônomo de Água e Esgotos de Araraquara e a Universidade Friedrich Alexander de Erlanger-Nurnberg na Alemanha. O projeto foi desenvolvido para ser uma estação piloto e seria usada para testar a possibilidade de construção da Estação de Tratamento de Esgoto implementados posteriormente em Araraquara.

O distrito de Bueno de Andrada possui entre 400 e 500 habitantes e o tratamento de esgoto consiste em duas etapas: tratamento preliminar (físico), formado por grade e desarenador, sendo que o equipamento utilizado para remover os materiais particulados é o Rotamat, que foi doado pela universidade alemã, e tratamento secundário (biológico). A concepção do tratamento biológico é o modelo de lodos ativados por aeração prolongada e fluxo intermitente e a Estação trata em média 40 m³ de esgoto diariamente.

O primeiro sistema de tratamento de esgotos por lodos ativados foi concebido no Reino Unido, por Arden e Lockett, em 1914 (WILDERER; IRVINE; GORONSZY, 2001), sendo este sistema amplamente utilizado em nível mundial.

O reator onde ocorre a degradação da matéria orgânica e em determinadas condições, da matéria nitrogenada é chamado de SBR (Sequencing Batch Reactor ou Reator Sequencial em Batelada), apresentado na Figura 8. Neste caso o esgoto entra em contato com uma biomassa aeróbia que utiliza a MO presente no esgoto para se desenvolver.

O ciclo de operação do SBR consiste nas etapas de enchimento, agitação, sedimentação e descarte do efluente tratado. A biomassa sedimenta com facilidade dentro do reator devido sua propriedade de flocular, em virtude de as bactérias possuírem uma matriz gelatinosa, que permite a aglutinação dos microrganismos. A Figura 9 apresenta uma ilustração de um floco de lodo ativado.

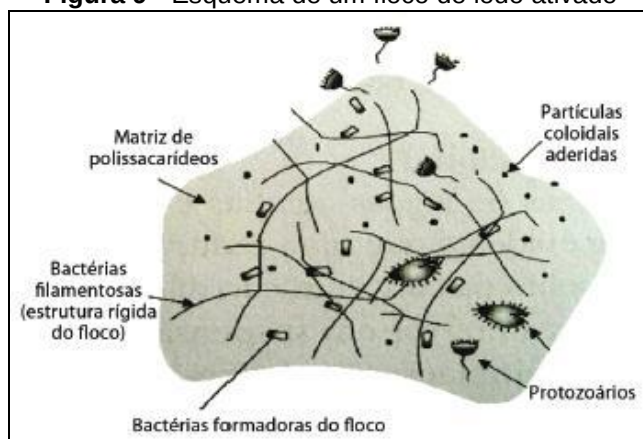
O efluente tratado pelo SBR é enviado para um tanque de filtração (Figura 10) para remoção de partículas carregadas no descarte e em seguida para um tanque de desinfecção (Figura 11) onde é adicionado hipoclorito de sódio para atender a necessidade do corpo receptor, o córrego Itaquerê, classificado como classe II de acordo com a Resolução CONAMA nº 375/2005 (BRASIL, 2005).

Figura 8 - SBR (Sequencing Batch Reactor ou Reator Sequencial em Batelada)



Fonte: Autor

Figura 9 - Esquema de um floco de lodo ativado



Fonte: Von Sperling (2016)

Figura 10 - Efluente tratado sendo submetido à filtração em tanque



Fonte: Autor

Figura 11 - Tanque de desinfecção



Fonte: Autor

O excesso de lodo gerado no SBR é encaminhado para um tanque de armazenamento de lodo, ilustrado na Figura 12, onde é retido por aproximadamente 21 dias somente com oxigenação.

Figura 12 - Tanque de armazenamento de lodo



Fonte: Autor

Após este período o lodo é recalcado para o leito de secagem, ilustrado na Figura 13, onde por meio da luz solar e com auxílio de uma camada de filtro, o excesso de líquido é removido, deixando o resíduo seco e inerte. Após este período, este resíduo é recolhido em caçamba e enviado para o aterro sanitário de Guataparã.

Figura 13 - Leito de secagem de lodo



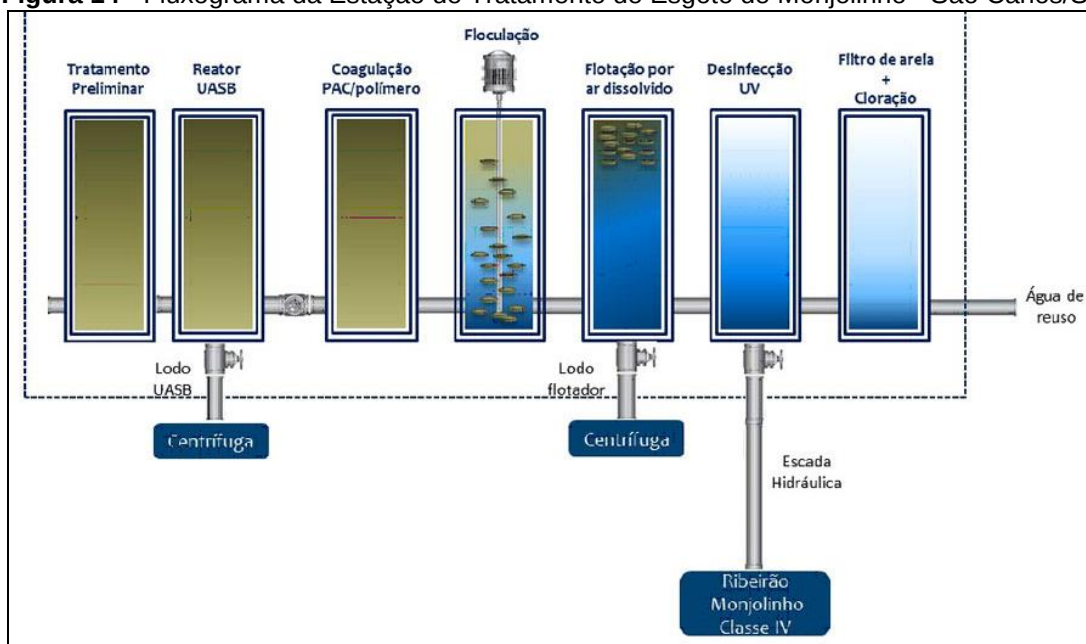
Fonte: Autor

1.9.3 ETE Monjolinho

A Estação de Tratamento de Esgotos Monjolinho em São Carlos/SP foi inaugurada em dezembro de 2008, sendo a mesma projetada para tratar 100% do esgoto municipal coletado. A ETE Monjolinho trata diariamente em média 39.600 m³ de esgoto, abrangendo 100% da população urbana, equivalente a 221.950 habitantes, segundo dados do Censo 2010 do IBGE (INSTITUTO..., 2018b) com estimativa para 2018 de 249.415 habitantes segundo estimativas do próprio Instituto.

O tratamento do esgoto é dividido em três etapas: preliminar (físico) para remoção de sólidos e gordura, e secundário (biológico e físico-químico) para remoção de matéria orgânica, sólidos e fósforo e tratamento terciário (químico) para eliminação de patógenos com desinfecção por radiação ultravioleta. O tratamento é biológico formado por reator UASB. A Figura 14 apresenta um fluxograma da ETE Monjolinho.

Ao final deste período, o efluente tratado é lançado no córrego Ribeirão Monjolinho, classificado como rio classe IV, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). Estima-se que a produção de lodo úmido na Estação seja da ordem de 45 toneladas, com teor de sólidos de 23%, e este resíduo é encaminhado para o aterro sanitário de Guataparã/SP.

Figura 14 - Fluxograma da Estação de Tratamento de Esgoto de Monjolinho - São Carlos/SP

Fonte: Serviço...(2018)

1.9.4 Poda Urbana

A coleta e processamento da poda de árvores urbanas no município de Araraquara/SP também é de responsabilidade do DAAE. Há 8 Pontos de Entrega de Volumosos (PEV's) no município. No ano de 2015, foram recolhidos nesses PEV's 13.256 toneladas deste resíduo. Em 2016 foram 22.146 toneladas e em 2017 foram 11.186 toneladas. O DAAE se encarrega de recolher dos PEV's e dispô-los para o aterro sanitário municipal, que está impedido de receber o lixo urbano municipal, porém, está apto a receber os resíduos de poda. Segundo o departamento, parte deste resíduo é encaminhada para queima e parte para compostagem. A Figura 15 mostra a disposição deste resíduo.

Uma vez que esse resíduo chega ao pátio inicia-se o processo de trituração em equipamento ilustrado na Figura 16.

No entanto, mesmo após o processo de trituração, ainda há folhas e pedaços e galhos, sendo então necessária uma segunda etapa de trituração, com calibragem das facas mais fina, a fim de diminuir o tamanho da segunda amostra de trabalho, após submetê-la a processo de secagem em estufa a 60 °C por um período de uma semana. O equipamento utilizado para esta segunda etapa de trituração é apresentado na Figura 17.

Figura 15 - Resíduo de Podas Urbanas recolhida nos Pontos de Entrega de Volumosos



Fonte: Autor

Figura 16 - Equipamento utilizado na primeira etapa de trituração do Resíduo de Podas Urbanas



Fonte: Autor

Figura 17 - Equipamento utilizado na segunda etapa de trituração do Resíduo de Podas Urbanas



Fonte: Autor

5. CONCLUSÃO

Os resíduos apresentaram características compatíveis com combustíveis sólidos já utilizados para este fim, como o bagaço de cana e a palha do milho. Além disso, alguns fatores como disponibilidade financeira e logística para o armazenamento e transporte do produto gerado também tem fundamental importância na aplicação, uma vez que o gerador pode optar pela peletização ou torrefação para uso local ou comercial.

A peletização reduziu o volume das amostras e preservou o teor de material volátil, confirmado pelos espectros de infravermelho, e por este motivo as temperaturas de ignição foram menores.

Já a torrefação reduziu a massa das amostras e garantiu uma melhor qualidade como combustível quando expostas a condições atmosféricas adversas, e por esse motivo a torrefação das amostras se mostrou favorável podendo o produto formado ser transportado e armazenado com boa margem de segurança mesmo em períodos chuvosos. Adicionalmente, a torrefação reduziu os teores de umidade, aumentou o teor de carbono fixo e o poder calorífico superior.

A torrefação também apresentou uma autossuficiência energética durante a degradação térmica da matéria orgânica, uma vez que a energia de ativação foi decrescente durante a reação, principalmente nas amostras de lodo torrefadas, indicando que não há necessidade de fornecimento de energia.

Em adição a forma de utilização do produto formado, também se pode inferir que o consórcio de resíduos apresenta um valor agregado, uma vez que a disposição inadequada dos resíduos (lodo e poda de árvore urbana) pode contribuir para a degradação ambiental, principalmente quando ocorre a queimada desse rejeito. Por conseguinte, a utilização de consórcios como combustível sólido é uma forma alternativa de reduzir custos com o consumo de outros combustíveis a partir de fontes não renováveis. O resíduo de poda pode ser retirado da própria estação de tratamento de esgotos ou de bairros próximos a ela. Ademais é uma forma inteligente de apresentar um final adequado aos resíduos.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Atlas de energia elétrica do Brasil**. Brasília, 2008. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/arquivos/PDF/atlas3ed.pdf>. Acesso em: 26 fev. 2018.
- ALMEIDA, S.; LIMA, E. M.; CRESPI, M. S.; RIBEIRO, C. A.; SCHALCH, V. Kinetic studies of urban solid residues and leachate from sanitary landfill. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 97, n. 2, p. 529-533, Sep. 2009.
- ANDREOLI, C. V. **Alternativas de uso de resíduos do saneamento**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 417 p.
- ARIAS, B.; PEVIDA, C.; FERMOSO, J.; PLAZA, M. G.; RUBIERA, F.; PIS, J. J. Influence of torrefaction on the grindability and reactivity of woody biomass. **Fuel Processing Technology**, v. 89, n. 2, p. 169-175, Feb. 2008.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Estimativa dos custos para viabilizar a universalização da destinação adequada de resíduos sólidos no Brasil**. São Paulo, 2018. Disponível em: http://www.abrelpe.org.br/estudo_apresentacao.cfm. Acesso em: 21 fev. 2018.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004**: resíduos sólidos - classificação. Rio de Janeiro, 2004. 71 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12.209**: projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1992. 12 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9.648**: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986. 5 p.
- ATKINS, P; JONES, L. Princípios de química: questionando a vida moderna e o meio ambiente. Porto Alegre: Bookman, 2001. 914 p.
- BASU, P. **Biomass gasification and pyrolysis**: practical design and theory. Burlington: Academic Press, 2010. 365 p.
- BASU, P.; KAUSHAL, P. Modeling of pyrolysis and gasification of biomass in fluidized beds: a review. **Chemical Product and Process Modeling**, v. 4, n. 1, May 2009. doi: 10.2202/1934-2659.1338.
- BAXTER, L. Biomass-coal co-combustion: opportunity for affordable renewable energy. **Fuel**, v. 84, n. 10, p. 1295-1302, Jul. 2005.
- BENITES, V. M.; MENDONÇA, E. S.; SCHAEFER, C. E. R.; MARTIN NETO, L. Caracterização dos ácidos húmicos extraídos de um latossolo vermelho-amarelo e de um podzol por análise termodiferencial e pela espectroscopia de absorção no infravermelho. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 23, n. 3, p. 543-551, Abr. 1999.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. Em: _____. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. cap. 2, p. 25-36.

BIAGINI, E.; LIPPI, F.; PETARCA, L.; TOGNOTTI, L. Devolatilization rate of biomasses and coal-biomass blends: an experimental investigation. **Fuel**, v. 81, n. 8, p. 1041-1050, May 2002.

BLEY JR, C.; LIBANIO, J. C.; GALINKIN, M.; OLIVEIRA, M. M. **Agroenergia da biomassa residual: perspectivas energéticas, ambientais e socioeconômicas**. 2. ed. Foz do Iguaçu/Brasília: TechnoPolitik Editora, 2009. 140 p.

BORGES, F.; SELLIN, N.; MEDEIROS, S. H. W. Caracterização e Avaliação de lodos de efluentes sanitários e industrial como biomassa na geração de energia. **Ciência e Engenharia**, v. 17, n. 1-2, p. 27-32, Jan. -Dez. 2008.

BOROWSKI, H. C.; SILVEIRA, J. L.; EBINUMA, C. D., FERREIRA, E. D. Análise de um modelo de co-geração a partir de resíduos sólidos urbanos. **Revista Tecnologia**, v. 23, n. 1, p. 26-27, Dez. 2002.

BOTÃO, S. G.; LACAVA, P. M. Uso do bagaço de cana-de-açúcar para co-geração de energia elétrica no Estado de São Paulo e a comercialização do excedente da energia gerada. **Revista Biosciências**, v. 9, n. 3, p. 17-37, Jul. -Set. 2003.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 25 jul. 2016.

BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. **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. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 02 ago. 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 25 nov. 2018.

BROCK, T. D.; MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Biology of microorganisms**. 7th ed. London: Prentice Hall, 1994. 909 p.

BROIDO, A.; NELSON, M. A. Char yield on pyrolysis of cellulose. **Combustion and Flame**, v. 24, p. 263-268, Feb. -Jun. 1975.

BUTTELBRUN, V. **Avaliação do potencial de uso agrícola de lodo de esgoto na ETE - Rio Negrinho**. Orientador: Anelise Destafani e Sandra. 2004. 87 f. Monografia (Bacharelado em Engenharia de Processos) - Universidade da Região de Joinville, Joinville, 2004.

CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; RUMJANEK, F. M.; MORAES, A. A.; GURIDI, F. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 12, p. 1529-1538, Dez. 2001.

CAPELA, J. M. V.; CAPELA, M. V.; RIBEIRO, C. A. Um método isoconversional local para determinar parâmetros cinéticos não-isotérmico. *In*: Congresso Brasileiro de Análise Térmica e Calorimetria, 9, 2014, Serra Negra/SP, Brasil.

CARDONA, B. T.; FLUENTE, I. G. Obtención de fases del cemento utilizando desechos agrícolas e industriales. **Ciencia UANL**, v. 5, n. 2, p. 190-196, Abr.-Jun.2002.

CASTELLS, X. E. **Tratamiento y valorización energética de residuos**. Barcelona: Fundación Universitaria Iberoamericana, 2005. 1256 p.

CHEN, G.; ANDRIES, J.; SPLIETHOFF, H. Catalytic pyrolysis of biomass for hydrogen rich fuel gas production. **Energy Conversion and Management**, v. 44, n. 14, p. 2289-2296, Aug. 2003.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2016. 379p.

CHIANG, K. Y.; CHIEN, K. L.; LU, C. H. Characterization and comparison of biomass produced from various sources: suggestions for selection of pretreatment technologies in biomass-to-energy. **Applied Energy**, v. 100, p. 164-171, Dec. 2012.

CORTEZ, L. A. B.; LORA, E. E. S.; GÓMEZ, E. O. **Biomassa para energia**. Campinas: Editora da Unicamp, 2008. 736p.

COSTA, D. F.; FERLING, F. F.; NOGUEIRA, F. G. **Produção de energia elétrica a partir de resíduos sólidos urbanos**. Orientador: Silvia Maria Stortini González Velázquez. 2001. Trabalho de Graduação Interdisciplinar para Conclusão de Curso (Engenharia Química) - Fundação Armando Alvares Penteado. São Paulo, 2001.

CRUZ, G.; CRNKOVIC, P. M. Investigation into the kinetic behavior of biomass combustion under N₂/O₂ and CO₂/O₂ atmospheres. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 123, n. 2, p. 1003-1011, Feb. 2016.

CZERNIK, S.; BRIDGWATER, A. V. Overview of applications of biomass fast pyrolysis oil. **Energy and Fuels**, v. 18, n. 2, p. 590-598, Feb. 2004.

DE SENA, R. F. **Avaliação da biomassa obtida pela otimização da flotação de efluentes da indústria de carnes para geração de energia**. Orientador: Humberto Jorge José. 2005. 94 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

DEMIRBAS, A. Calculation of higher heating values of biomass fuels. **Fuel**, v. 76, n. 5, p. 431-434, Apr. 1997.

DEMIRBAS, A. Potential applications of renewable energy sources biomass combustion problems in boiler power systems and combustion related environmental issues. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 31, n. 2, p. 171-192, Apr. 2005.

DEMIRBAS, A. Pyrolysis Mechanisms of Biomass Materials. **Energy Sources, Part A**, v. 31, n. 13, p. 1186–1193, May 2009.

DI BLASI, C.; LANZETTA, M. Intrinsic kinetics of isothermal xylan degradation in inert atmosphere. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 40-41, p. 287-303, May 1997.

DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; SOARES, E. M. B.; BETTIOL, W.; GERREIRO, M. C.; BELIZARIO, M. H. Infravermelho na caracterização de ácidos húmicos de latossolo sob efeito de uso contínuo de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 33, n. 4, p. 885-894, May 2009.

DIAS, D. S.; CRESPI, M. S.; TORQUATO, L. D. M.; KOBELNIK, M.; RIBEIRO, C. A. Torrefied banana tree fiber peletes having embedded urea for agricultural use. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 131, n. 1, p. 705-712, Jan. 2018.

DICK, D. P.; SANTOS, J. H. Z.; FERRANTI, E. M. Chemical characterization and infrared spectroscopy of soil organic matter from two Southern Brazilian soils. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 27, n. 1, p. 29-39, Jan. -Fev. 2003.

DOYLE, C. D. Estimating isothermal life from thermogravimetric data. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 6, n. 24, p. 639-642, Nov. -Dec.1962.

DUAN, F.; ZHANG, L.; SUN, X.; HUANG, Y. Comparison of thermal behavior for modified calcium magnesium acetate blended separately with peanut shell and sewage sludge at different atmospheres. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 127, n. 3, p. 2417-2425, Mar. 2017.

EBRAHIMI-KAHRIZSANGI, R.; ABBASI, M. H. Evaluation of reliability of Coats-Redfern method for kinetic analysis of non-isothermal TGA. **Transactions of Nonferrous Metals Society of China**, v. 18, p. 217-221, 2008.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Balanco Energético Nacional 2017**: Ano base 2016. Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: https://ben.epe.gov.br/downloads/Relatorio_Final_BEN_2017.pdf. Acesso em: 26 fev. 2018.

FARROW, T. S. **A Fundamental study of biomass oxy-fuel combustion and co-combustion**. Supervisor: Colin E. Snape. 2013. 289 p. Phd Thesis - University of Nottingham, Nottingham, 2013.

FAUSTINO, A. S.; NARIMOTO, K. M.; SILVA, W. T. L.; NOGUEIRA, A. R. A.; SIMOES, M. L.; NOVAES, A. P.; MARTINS NETO, L. Caracterização da matéria orgânica de efluente produzido por fossa séptica biodigestora utilizando espectroscopia de infravermelho. Em: REUNIAO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUIMICA, 29., 2006, Aguas de Lindoia. **Livro de resumos**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Química, 2006.

FERRO, D. T.; VIGOUROUX, V.; GRIMM, A.; ZANZI, Z. **Torrefaction of agricultural and forest residues**. Guantánamo, 2004. (Cubasolar). Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Rolando_Vigouroux/publication/237780310_Torrefaction_of_agricultural_and_forest_residues/links/5458ac430cf26d5090abdf34.pdf. Acesso em: 31 mar. 2018.

FONTS, I.; AZUARA, M.; GEA, G.; MURILLO, M. B. Study of the pyrolysis liquids obtained from different sewage sludge. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 85, n. 1-2, p. 184-191, May 2009.

GAO, N.; LI, J.; QI, B.; LI, A.; DUAN, Y.; WANG, Z. Thermal analysis and products distribution of dried sewage sludge pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 105, p. 43-48, Jan. 2014.

GARCIA, D. P.; CARASCHI, J. C.; VENTORIM, G. Decomposição térmica de peletes de madeira por TGA. **Holos**. v. 1, p. 327-339, Fev. 2016.

GARCIA, R.; PIZARRO, C.; LAVÍN, A. G.; BUENO, J. L. Characterization of Spanish biomass wastes for energy use. **Bioresource Technology**, v. 103, n. 1, p. 249-258, Jan. 2012.

GIL, M. V.; OULEGO, P.; CASAL, M. D.; PEVIDA, C.; PIS, J. J.; RUBIERA, F. Mechanical durability and combustion characteristics of peletes from biomass blends. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 22, p. 8859-8867, Nov. 2010.

GOMES, B. L.; MARTELLI, F. H.; SILVA, W. T. L. Caracterização físico-química e morfológica de biomassa de capim elefante, capim-mombaça, brachiaria, sorgo-embrapa e bagaço de cana-de-açúcar. São Pedro, 2013. (Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management, 3.). Disponível em: http://www.sbera.org.br/3sigera/obras/ag_pro_01_BiancaGomes.PDF. Acesso em: 25 nov. 2018.

GOMIDE, R. Estequiometria Industrial. 2. ed. São Paulo, 1984. 413p.

GOYAL, H. B.; SAXENA, C.; SEAL, D. Thermochemical conversion of biomass to liquids and gaseous fuels. In: PANDEY, A. (Ed.). **Handbook of plant-based biofuels**. Boca Raton: CRC Press, 2009. chap. 3, p. 29-44.

GOYAL, H. B.; SEAL, D.; SAXENA, R. C. Bio-fuels from thermochemical conversion of renewable resources: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 12, n. 2, p. 504-517, Feb. 2008.

GREENMAN, J.; GÁLVEZ, A.; GIUSTI, L.; IEROPOULOS, I. Electricity from landfill leachate using microbial fuel cells: comparison with a biological aerated filter. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 44, n. 2, p. 112-119, Feb. 2009.

HAN, R.; LIU, J. W.; ZHANG, Y. C.; FAN, X. Q.; LU, W. J.; WANG, H. T. Dewatering and granulation of sewage sludge by biophysical drying and thermo-degradation performance of prepared sludge particles during succedent fast pyrolysis. **Bioresource Technology**, v. 107, p. 429-436, Mar. 2012.

HAYKIRI-ACMA, H.; YAMAN, S.; KUCUKBAYRAK, S. Co-combustion of low rank coal/waste biomass blends using dry air or oxygen. **Applied Thermal Engineering**, v. 50, n. 1, p. 251-259, Jan. 2013.

HESCHEL, W.; RWEYEMAMU, L.; SCHEIBNER, T.; MEYER, B. Abatement of emissions in small-scale combustors through utilisation of blended pelete fuels. **Fuel Processing Technology**, v. 61, n. 3, p. 223-242, Nov. 1999.

HILSDORF, J. W.; BARROS, N. D.; TASSINARI, C. A.; COSTA, I. **Química tecnológica**. São Paulo: Cengage Learning, 2003. 348p.

HOOGWIJK, M.; FAAIJ, A.; EICKHOUT, B.; VRIES, B.; TURKENBURG, W. Potential of biomass energy out to 2100, for four IPCC SRES land-use scenarios. **Biomass and Energy**, v. 29, n. 4, p. 225-257, Oct. 2005.

HUMBERTO, J. J. **Combustão e combustíveis**: Apostila Química Tecnológica Geral. Florianópolis: UFSC. 2004. 45p.

HUN, T. Compact solids-to-oil process cuts costs. **Water Environment and Technology**, v. 10, n. 3, p. 22-24, Mar. 1998.

INGUANZO, M.; DOMINGUEZ, A.; MENENDEZ, J. A.; BLANCO, C. G.; PIS, J. J. On the pyrolysis of sewage sludge: the influence of pyrolysis conditions on solid, liquid and gas fractions. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 63, n. 1, p. 209-222, Mar. 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Panorama**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/araraquara/panorama>. Acesso em: 04 mai. 2018a.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Panorama**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-carlos/panorama>. Acesso em: 04 mai. 2018b.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. **International energy outlook 2018**. Washington, 2018. Disponível em: <http://www.eia.gov/forecasts/ieo/>. Acesso em: 24 nov. 2018.

JAYARAMAN, K.; GOKALP, I. Pyrolysis, combustion and gasification characteristics of miscanthus and sewage sludge. **Energy Conversion and Management**, v. 89, p. 83-91, Jan. 2015.

JENKINS, B. M.; BAXTER, L. L.; MILES JR, T. R.; MILES, T. R. Combustion properties of biomass. **Fuel Processing Technology**, v. 54, n. 1-3, p. 17-46, Mar. 1998.

KAMBO, H. S.; DUTTA, A. Strength, storage, and combustion characteristics of densified lignocellulosic biomass produced via torrefaction and hydrothermal carbonization. **Applied Energy**, v. 135, p. 182-191, Dec. 2014.

KARAMPINIS, E.; VAMVUKA, D.; SFAKIOTAKIS, S.; GRAMMELIS, P.; ITSKOS, G.; KAKARAS, E. Comparative Study of Combustion Properties of Five Energy Crops and Greek Lignite. **Energy and Fuels**, v. 26, n. 2, p. 869-878, Dec. 2012.

KOK, M. V.; OZGUR, E. Thermal analysis and kinetics of biomass samples. **Fuel Processing Technology**, v. 106, p. 739-743, Feb. 2013.

KOL, M. P.; HOI, W. K. Sustainable biomass production for energy in Malaysia. **Biomass and Bioenergy**, v. 25, n. 5, p. 517-529, Nov. 2003.

KOUFOPANOS, C. A.; LUCCHESI, A.; MASCHIO, G. Kinetic modelling of the pyrolysis of biomass and biomass components. **Canadian Journal of Chemical Engineering**, v. 67, n. 1, p. 75-84, Feb. 1989.

KUMAR, A.; WANG, L.; DZENIS, Y. A.; JONES, D. D.; HANNA, M. A. Thermogravimetric characterization of corn stover as gasification and pyrolysis feedstock, **Biomass and Bioenergy**, v. 32, n. 5, p. 460-467, May 2008.

LAJILI, M.; LIMOUSY, L.; JEGUIRIM, M. Physico-chemical properties and thermal degradation characteristics of agropeletes from olive mill by-products/sawdust blends. **Fuel Process Technol**, v. 126, p. 215-221, Oct. 2014.

LARSSON, S. H.; THYREL, M.; GELADI, P.; LESTANDER, T.A. High quality biofuel pelete production from pre-compacted low density raw materials. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 15, p. 7176-7182, Oct. 2008.

LI, H.; LIU, X.; LEGROS, R.; BI, X. T.; LIM, J.; SOKHANSANJ, S. Peleteization of torrefied sawdust and properties of torrefied peletes. **Applied Energy**, v. 93, p. 680-685, May 2012.

LI, L.; REN, Q.; WANG, X.; LI, S.; LU, Q. TG-MS analysis of thermal behavior and gaseous emissions during co-combustion of straw with municipal sewage sludge. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 118, n. 1, p. 449-460, Oct. 2014.

LUCAS JÚNIOR, J. **Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substratos para três sistemas de biodigestores anaeróbios**. 1994. 137 p. Tese (Livre-Docência) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1994.

LUDUVICE, M. Processos de estabilização de lodos. Em: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Ed.). **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: UFMG, 2001. v. 6, cap. 4, p. 123-157.

MACHADO, M. F. S. **A situação brasileira dos bio sólidos**. 2001. 282 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade de Campinas, Campinas, 2001.

MAGDZIARZ, A.; WILK, M. Thermal characteristics of the combustion process of biomass and sewage sludge. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 114, n. 2, p. 519-529, Nov. 2013.

McKENDRY, P. Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. **Bioresource Technology**, v. 83, n. 1, p. 37-46, May 2002.

MEDIC, D.; DARR, M.; SHAH, A.; POTTER, B.; ZIMMERMAN, J. Effects of torrefaction process parameters on biomass feedstock upgrading. **Fuel**, v. 91, n. 1, p. 147-154, Jan. 2012.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. Em: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 109-141.

MENEZES, R. R.; NEVES, G. A.; FERREIRA, H. C. O estado da arte sobre o uso de resíduos como matérias-primas cerâmicas alternativas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, n. 2, p. 303-313, 2002.

MICHEL, R.; RAPAGNA, S.; BURG, P.; CELSO, G. M.; COURSON, C.; ZIMNY, T.; GRUBER, R. Steam gasification of Miscanthus X Giganteus with olivine as catalyst production of syngas and analysis of tars (IR, NMR and GC/MS). **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 7, p. 2650-2658, Jul. 2011.

MILLOT, N., HUYARD, A., FAUP, G. M., MICHEL, J. P. Sludge liquefaction by conversion to fuels. **Water Pollution Research and Control Brighton**, v. 21, p. 917-923, Jul. 1988.

MIMMO, T.; PANZACCHI, P.; BARATIERI, M.; TONON, G. Effect of pyrolysis temperature on miscanthus (Miscanthus x giganteus) biochar physical, chemical and functional properties. **Biomass and Bioenergy**, v. 62, p. 149-157, Mar. 2014.

MOCELIN, C. **Pirolise de lodo de esgoto sanitário**: produção de adsorvente e óleos combustíveis. Orientador: Livia Mari Assis. 2007. 113 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

MOHAN, D.; PITTMAN, C. U.; STEELE, P. H. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: a critical review. **Energy and Fuels**, v. 20, n. 3, p. 848-889, Mar. 2006.

MOLLOY, R.; MCLAUGHLIN, M.; WARNE, M.; HAMON, R.; KOOKANA, R.; SAISON, C. **Background and scope for establishing a list of prohibited substances and guideline limits for levels of contaminants in fertilizers**. CSIRO Land and Water, Centre for Environmental Contaminants Research, Final Scoping Report, 2005. Disponível em: <http://www.clw.csiro.au/publications/consultancy/2005/contaminants-in-fertilizers/CECR.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2018.

NARIMOTO, K. M. **Técnicas espectroscópicas aplicadas a análise da matéria orgânica do solo em pomares de citros sob adição de lodo de esgoto**. Orientador: Débora Marcondes Bastos Pereira Milori. 2006. 124 f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

NHUCHHEN, D. R.; SALAM, P. A. Estimation of higher heating value of biomass from proximate analysis: a new approach. **Fuel**, v. 99, p. 55-63, Sep. 2012.

NHUCHHEN, D.; BASU, P.; ACHARYA, B. A comprehensive review on biomass torrefaction. **International Journal of Renewable Energy and Biofuels**. v. 2014, 2014. doi: 10.5171/2014.506376.

NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão: a alternativa energética**. São Paulo: Nobel, 1986. p. 1-93.

NOWICKI, L.; ANTECKA, A.; BEDYK, T.; STOLAREK, P.; LEDAKOWICZ, S. The kinetics of gasification of char derived from sewage sludge. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 104, n. 2, p. 693-700, May 2011.

NUCCI, N. L. R.; SILVA, R. J. C.; ARAÚJO, J. L. B. **Tratamento de esgotos municipais por disposição no solo e sua aplicabilidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Fundação Prefeito Faria Lima - Centro de Estudos e Pesquisas de Administração Municipal, 1978. 68p.

OLIVEIRA FILHO, K.; SARAIVA, M. F. O. **Astronomia e astrofísica**. 3. ed. São Paulo: Livraria da Física, 2013. 780 p.

OZGUR, E.; MILLER, B. G.; MILLER, S. F.; KOK, M. V. Thermal analysis of co-firing of oil shale and biomass fuels. **Oil Shale**, v. 29, n. 2, p. 190-201, Jan. 2012.

OZVEREN, U.; OZDOGAN, S. Z. Investigation of the slow pyrolysis kinetics of olive oil pomace using thermogravimetric analysis coupled with mass spectrometry. **Biomass and Bioenergy**, v. 58, p. 168-179, Nov. 2013.

PACH, M.; ZANZI, R.; BJORNBO, E. **Torrefied Biomass a Substitute for Wood and Charcoal**. Kuala Lumpur, 2002. (6th Asia-Pacific International Symposium on Combustion and Energy Utilization). Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/235704606_Torrefied_Biomass_a_Substitute_for_Wood_and_Charcoal. Acesso em: 30 mar. 2018.

PAES, J. B.; LIMA, C. R.; OLIVEIRA, E.; SANTOS, H. C. M. Rendimentos e caracterização do carvão vegetal de três espécies de ocorrência no semiárido brasileiro. **Ciência da Madeira**, v. 3, n. 1, p. 1-10, Mai. 2012.

PECORA, V. **Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP** - estudo de caso. Orientador: José Roberto Moreira. 2006. 152 f. Dissertação (Mestrado em Energia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

PEDROZA, M. M. **Bio-óleo e biogás da degradação termoquímica de lodo de esgoto doméstico em cilindro rotativo**. Orientador: João Fernandes de Souza. 2011. 236 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.

PEDROZA, M. M.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA, J. F.; PICKLER, A. C.; LEAL, E. R. M.; MILHOMEM, C. C. Produção e tratamento de lodo de esgoto - uma revisão. **Revista Liberato**. v. 11, n. 16, p. 89-XX, Jul. -Dez. 2010.

PEKSA-BLAUCHARD, M.; DOLZAN, P.; GRASSI, A.; HEINIMO, J.; JUNGINGER, M.; RANTA, T.; WALTER, A. **Global Wood Peletes Markets and Industry**: policy drivers, market status and raw material potential. Utrecht, 2007. (IEA Bioenergy Task 40). Disponível em: file:///C:/Users/user-11/Downloads/nws-e-2007-121.pdf. Acesso em: 30 mar. 2018.

PELANDA, K. A.; POTULSKI, D. C.; SILVA, D. A.; FERRAZ, F. A. Avaliação das possíveis implicações do uso de diferentes biomassas florestais como biocombustível em geradores de vapor. **Ciência da Madeira**, v. 6, n. 2, p. 112-121, 2015.

PEREIRA FILHO, A. J. Análise da escassez hídrica brasileira em 2014. **Revista USP**, v. 104, p. 125-132, Jan. -Mar. 2015.

PHANPHANICH, M.; MANI, S. Impact of torrefaction on the grindability and fuel characteristics of forest biomass. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 2, p. 1246-1253, Jan. 2011.

PRASAD, T. P.; KANUNGO, S. B.; RAY, H. Non isothermal kinetics: some merits and limitations. **Thermochimica Acta**, v. 203, p. 503-514, Jul. 1992.

PRINS, M. J.; PTASINSKI, K. J.; JANSSEN, F. J. J. G. Torrefaction of wood part 2. analysis of products. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 77, n. 1, p. 35-40, Aug. 2006.

PROVENZANO, M. R.; SENESI, N.; MIIKKI, V. Characterization of composts and humic acids from pulp and paper mill biosludges by DSC in association with FT-IR spectroscopy. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 52, n. 3, p. 1037-1046, Jun. 1998.

QUIRINO, W. F.; VALE, A. T.; ANDRADE, A. P. A.; ABREU, V. L. S.; AZEVEDO, A. C. S. Poder calorífico da madeira e de materiais lignocelulósicos. **Biomassa e Energia**, v. 1, n. 2, p. 173-182, 2004.

REGUEIRA, L. N.; CASTIÑEIRAS, J. P.; AÑÓN, J. A. Design of an experimental procedure for energy evaluation from biomass. **Thermochimica Acta**, v. 420, n. 1-2, p. 29-31, Oct. 2004.

RIBEIRO, A. P. R. A. **Influência da qualidade do carvão e das condições operacionais no processo de combustão de uma usina termelétrica**. Orientador: Humberto Jorge José. 2002. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

ROSS, C. C.; DRAKE, T. J.; WALSH, J. L. **Handbook of biogas utilization**. 2nd ed. Atlanta: U.S. Department of Energy, 1996. 230p.

ROYA, B.; FREITAS, E.; BARROS, E.; ANDRADE, F.; PRAGANA, M.; SILVA, D. J. A. Biogás: uma energia limpa. **Revista Eletrônica Novo Enfoque**, v. 13, n. 13, p. 142-149, 2011.

SALDIVA, P.; ANDRÉ, P. A.; SANTOS, U. P. **Meio ambiente: o desafio das metrópoles**. São Paulo: Ex-Libris Comunicação Integrada, 2010. 200p.

SAMOLADA, M. C.; ZABANIOTOU, A. A. Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to energy management in Greece. **Waste Management**, v. 34, n. 2, p. 411-420, Feb. 2014.

SANGER, M.; WERTHER, J.; OGADA, J. NO_x and N₂O emission characteristics from fluidized bed combustion of semi-dried municipal sewage sludge. **Fuel**, v. 80, n. 2, p. 167-177, Jan. 2001.

SANTOS, L. M. **Dinâmica da matéria orgânica e destino de metais pesados em dois solos submetidos à adição de lodo de esgoto**. Orientador: Ladislau Martin Neto. 2006. 142 f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO. **Estação de Tratamento de Esgoto (ETE)**. São Carlos, 2018. Disponível em: <https://www.saaesaocarlos.com.br/joomla4/index.php/estogomenutop/etesmenud>. Acesso em: 29 dez. 2018.

SHEN, L.; ZHANG, D. H. An experimental study of oil recovery from sewage sludge by low temperature pyrolysis in a fluidised bed. **Fuel**, v. 82, n. 4, p. 465-472, Mar. 2003.

SHIZAS, I.; BAGLEY, D. M. Experimental determination of energy content of unknown organics in municipal wastewater streams. **Journal of Energy Engineering**, v. 130, n. 2, p. 45, Aug. 2004.

SILVA, D. R.; CRESPI, M. S.; CRNKOVIC, P. C. G. M.; RIBEIRO, C. A. Pyrolysis, combustion and oxy-combustion studies of sugarcane industry wastes and its blends. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 121, n. 1, p. 309-318, Jul. 2015.

SILVERSTEIN, R. M.; WEBSTER, F. X. **Identificação espectrométrica de compostos orgânicos**. 6. ed. Rio de Janeiro: LTC Editora, 2000. 460p.

SMIDT, E.; BÖHM, K.; SCHWANNINGER, M. The application of FT-IR spectroscopy in waste management. In: NIKOLIC, G.S. (Ed.). **Fourier Transforms – New Analytical Approaches and FTIR Strategies**. Rijeka: InTech, 2011. chap. 19, p. 405-430.

SMIDT, E.; MEISSEL, K. The applicability of Fourier transform infrared (FT-IR) spectroscopy in waste management. **Waste Management**, v. 27, n. 2, p. 268-276, 2007.

SULE, I. O. **Torrefaction behavior of agricultural biomass**. 2012. 114 p. M.Sc Thesis (Master of Applied Science in Engineering) - University of Guelph, Ontario, 2012.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. New York: Ed. McGraw-Hill, 2002. 1848p.

TOGNOTTI, L.; MALOTTI, A.; PETARCA, L.; ZANELLI, S. Measurement of ignition temperature of coal particles using a thermogravimetric technique. **Combustion Science and Technology**, v. 44, n. 1-2, p. 15-28, 1985.

TORQUATO, L. D. M.; BRAZ, C. E. M.; RIBEIRO, C. A.; CAPELA, J. M. V.; CRESPI, M. S. Kinetic study of the co-firing of bagasse-sludge blends. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**. v. 121, n. 1, p. 499-507, Jul. 2015.

TORQUATO, L. D. M.; CRNKOVIC, P. M.; RIBEIRO, C. A.; CRESPI, M. S. New approach for proximate analysis by thermogravimetry using CO₂ atmosphere: validation and application to different biomasses. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**. v. 128, n. 1, p. 1-14, Apr. 2017a.

TORQUATO, L. D. M.; PACHIEGA, R.; CRESPI, M. S.; NESPECA, M. G.; OLIVEIRA, J. E.; MAINTINGUER, S.I. Potential of biohydrogen production from effluents of citrus processing industry using anaerobic bacteria from sewage sludge. **Waste Management**. v. 59, p. 181-193, Jan. 2017b.

TORQUATO, L. D. M.; ALMEIDA, S.; OLIVEIRA, J. E.; CRESPI, M. S.; MAINTINGUER, S. I. Thermal characterization of anaerobic sludges from wastewater treatment applied to biological generation of H₂. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 127, n. 2, p. 1267-1275, Feb. 2017c.

TUMULURU, J. S.; SOKHANSANJ, S.; HESS, J. R.; WRIGHT, C. T.; BOARDMAN, R. D. A review on biomass torrefaction process and product properties for energy applications. **Industrial Biotechnology**, v. 7, n. 5, p. 384-401, Oct. 2011.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **EB 20 Report, Annex 8.** Clarifications of definition of biomass and consideration of changes in carbon pools due to a CDM project activity. Bonn, 2005. Disponível em: <https://cdm.unfccc.int/EB/020/eb20repan08.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2018.

UNITED NATIONS UNIVERSITY. **Fatbergs faeces and other waste we flush could be a fuel.** Tokyo, 2017. Disponível em: [https://unu.edu/media relations/media-coverage/fatbergs-faeces-and-other-waste-we-flush-could-be-a fuel.html](https://unu.edu/media%20relations/media-coverage/fatbergs-faeces-and-other-waste-we-flush-could-be-a-fuel.html). Acesso em: 22 mar. 2018.

VAN DER STELT, M. J. C.; GERHAUSER, H.; KIEL, J. H. A.; PTASINSKI, K. J. Biomass upgrading by torrefaction for the production of biofuels: a review. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 9, p. 3748-3462, Oct. 2011.

VICHI, F. M.; MANSOR, M. T. C. Energia, meio ambiente e economia: o Brasil no contexto mundial. **Química Nova**, v. 32, n. 3, p. 757-767, 2009.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2016. 461p.

VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C. V. Introdução. Em: ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. V.; FERNANDES, F. (Ed.). **Lodo de esgoto: tratamento e disposição final**. Princípio do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: UFMG, 2001. v. 6, cap. 1, p. 13-16.

VYAZOVKIN, S.; BUMHAM, A. K.; CRIADO, J. M.; PERES-MAQUEDA, L. A.; POPESCU, C.; SBIRRAZZUOLI, N. ICTAC Kinetics Committee recommendations for performing kinetic computations on thermal analysis data. **Thermochimica Acta**, v. 520, n. 1-2, p. 1-19, Jun. 2011.

WANG, C.; WANG, F.; YANG, Q.; LIANG, R. Thermogravimetric studies of the behavior of wheat straw with added coal during combustion. **Biomass and Bioenergy**, v. 33, n. 1, p. 50–56, Jan. 2009.

WANJUN, T.; DONGHUA, C. An integral method to determine variation in activation energy with extent of conversion. **Thermochimica Acta**, v. 433, n. 1-2, p. 72-76, Aug. 2005.

WEREKO-BROBBY, C. Y.; HAGEN, E. B. **Biomass conversion and technology**. New York: Editora John Wiley & Sons. 2000. 203p.

WHITE, J. E.; CATALLO, W. J.; LEGENDRE, B. L. Biomass pyrolysis kinetics: a comparative critical review with relevant agricultural residue case studies. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 91, n. 1, p. 1-33, May 2011.

WILDERER, P. A.; IRVINE, R. L.; GORONSZY M. C. Sequencing Batch Reactor Technology. London: IWA Publishing, 2001. 100p.

WORASUWANNARAK, N.; SONOBE, T.; TANTHAPANICHAKOON, W. Pyrolysis behaviors of rice straw, rice husk, and corncob by TG-MS technique. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 78, n. 2, p. 265-271, Mar. 2007.

YANG, H.; YAN, R.; CHEN, H.; LEE, D. H.; ZHENG C. Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. **Fuel**. v. 86, n. 12-13, p. 1781-1788, Aug. 2007.

ZHANG, L.; XU, C.; CHAMPAGNE, P. Overview of recent advances in thermo-chemical conversion of biomass. **Energy Conversion and Management**, v. 51, n. 5, p. 969-982, May 2010.