

Universidade Federal de Alfenas – UNIFAL
Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia

RENATA CARVALHO COSTA

**AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO EFLUENTE DA
AGROINDÚSTRIA DA MANDIOCA E DO SEU POTENCIAL BIOENERGÉTICO**

Alfenas- MG

2021

RENATA CARVALHO COSTA

**AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO EFLUENTE DA
AGROINDÚSTRIA DA MANDIOCA E DO SEU POTENCIAL BIOENERGÉTICO**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós-graduação em Biotecnologia da Universidade Federal de Alfenas.

Orientador: Prof. Dr. André Aguiar Mendes

ALFENAS-MG

2021

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP) Sistema de
Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas

O41p

Costa, Renata Carvalho.

Avaliação das características físico-químicas do efluente da agroindústria da mandioca e do seu potencial bioenergético. / Renata Carvalho Costa. – Alfenas/MG, 2021.

90f. il. --

Orientador: André Aguiar Mendes.

Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) - Universidade Federal de Alfenas, 2021.

Bibliografia.

1. Águas residuais. 2. Mandioca. 3. Tratamento de efluente. 4. Agroindústria. I. Mendes, André Aguiar. II. Título.

CDD-660.6

RENATA CARVALHO COSTA

AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO EFLUENTE DA AGROINDÚSTRIA DA MANDIOCA E DO SEU POTENCIAL BIOENERGÉTICO

A Banca examinadora abaixo-assinada aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Biotecnologia pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Biotecnologia.

Aprovada em: 31 de agosto de 2021

Prof. Dr. André Aguiar Mendes
Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Prof. Dr. Ernandes Benedito Pereira
Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Prof. Dr. Édson Romano Nucci
Instituição: Universidade Federal de São João del Rei



Documento assinado eletronicamente por Ernandes Benedito Pereira, Professor do Magistério Superior, em 31/08/2021, às 16:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por Edson Romano Nucci, Usuário Externo, em 31/08/2021, às 16:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art.6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por André Aguiar Mendes, Usuário Externo, em 31/08/2021, às 16:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art.6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.unifal-mg.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador 0576944 e o código CRC F3FEA59B.

A minha família,

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, pois sem Ele nada seria possível.

Ao meu orientador, Prof. Dr. André Aguiar Mendes, por todo conhecimento compartilhado e pela paciência perante minhas dificuldades.

Ao meu pai, por todo apoio e sua disposição em estar comigo durante todo esse desafio.

À minha mãe, que mesmo hoje não presente em corpo, mas sempre em meu coração e eternamente toda vitória será graças a ela, pois nunca mediu esforços para realizar meus sonhos.

Ao meu noivo pelo companheirismo e por toda ajuda, a minha irmã por sempre acreditar em mim, ao meu irmão por sempre estar ao meu lado, aos meus amigos e a todos que de alguma forma contribuíram para este trabalho.

Ao Engenheiro de Bioprocessos, Márcio Daniel Nicodemos Ramos, pelo auxílio na escrita e na análise de resultados a respeito da caracterização dos efluentes.

À Professora Doutora Simone Damasceno Gomes da Unioeste-PR, pelas sugestões na análise de resultados a respeito da caracterização dos efluentes.

À Universidade Federal de Alfenas por essa oportunidade e a todos os funcionários.

A todos os professores, principalmente ao professor Adriano que enxergou minha limitação e mesmo assim me deu uma nova oportunidade, obrigada.

À secretária do programa PPGBiotec pelo empenho e dedicação e aos meus colegas.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de financiamento 001.

Na Natureza, nada se cria nada se perde tudo se transforma.

(Antoine Laurent de Lavoisier)

RESUMO

A mandioca é um alimento bastante consumido em todo território brasileiro, sendo utilizada na alimentação básica, em pratos elaborados e para o sustento animal como engorda de rebanho. O processamento industrial da mandioca permite a produção de diversos alimentos (por exemplo, farinha e amido), mas gera resíduos líquidos, que apresentam alto potencial poluidor. O presente trabalho teve como objetivo realizar um levantamento bibliográfico das características das águas residuárias do beneficiamento da mandioca geradas no Brasil, um dos principais produtores desta cultura, para sugerir processos mais adequados para tratá-las e obter modelos preditivos que facilitem sua caracterização. Observou-se uma elevada concentração de matéria orgânica, nutrientes, sólidos e cianeto neste tipo de efluente, o qual foi avaliado como matéria-prima alternativa para obtenção de biocombustíveis, fertilizantes, agrotóxicos e outros. De maneira geral, constatou-se que os efluentes da produção de farinha (manipueira) apresentam maior concentração de poluentes do que os efluentes da extração do amido, pois o segundo processo utiliza mais água, diluindo o efluente. Foi obtida uma significativa correlação linear entre os parâmetros DQO e DBO₅ ($R^2 > 0,8$), sugerindo que o valor de DBO₅ pode ser estimado a partir da DQO para esses efluentes. As relações médias de DBO₅ /DQO para produção de farinha (0,49) e para efluentes de extração de amido (0,47) indicam alta biodegradabilidade dos efluentes. Além disso, ao analisar a relação entre a matéria orgânica e as concentrações de nutrientes (C:N:P), constatou-se que os processos biológicos anaeróbios são mais indicados para tratá-los, sendo evidenciado pelo uso comum de lagoas de estabilização e biodigestores no Brasil. Visto que esse efluente é rico em carboidratos e nutrientes, fez-se também um levantamento sobre a produção de bioetanol, biobutanol e bio-hidrogênio, além do biogás. O Bio-hidrogênio é obtido por meio de processos fermentativos ou fototróficos, sendo que na maioria dos trabalhos os rendimentos foram considerados bons chegando a 48%. O bioetanol é obtido por meio de prévia hidrólise do amido seguido de fermentação, podendo observar rendimentos de até 100%. A produção de biobutanol por fermentação acetobutanólica permitiu obter rendimentos similares de bioetanol. Para o biogás, o rendimento máximo pode chegar a 81,41% em metano. Esses resultados sugerem que os efluentes de processamento industrial da mandioca podem servir de matéria-prima para produção de biocombustíveis.

Palavras-chave: Águas residuais. Mandioca. Tratamento de efluente. Agroindústria.

ABSTRACT

Cassava is a widely consumed food throughout the Brazilian territory, it is used in basic food, in elaborate dishes and for animal sustenance as a herd fattening. The industrial processing of cassava allows the production of various foods (for example, flour and starch), but generates liquid residues, which have a high polluting potential. This work aims to carry out a bibliographical survey of the characteristics of wastewater from cassava processing generated in Brazil, one of the main producers of this crop, to suggest more adequate processes to treat them and obtain predictive models that facilitate their characterization. There was a high concentration of organic matter, nutrients, solids, and cyanide in this type of effluent, which has been evaluated as an alternative raw material for obtaining biofuels, fertilizers, pesticides and others. In general, it was found that the effluents from the production of flour (manipueira) have a higher concentration of pollutants than the effluents from the starch extraction, as the second process uses more water, diluting the effluent. An excellent linear correlation was obtained between the parameters COD and BOD₅ ($R^2 > 0.8$), suggesting that the BOD₅ value can be estimated from the COD for these effluents. The average BOD₅ /COD ratios for flour production (0.49) and for starch extraction effluents (0.47) indicate high biodegradability of the effluents. In addition, when analyzing the relationship between organic matter and nutrient concentrations (C:N:P), it was found that anaerobic biological processes are more suitable to treat them, being evidenced by the common use of stabilization ponds and biodigesters in Brazil. Since this effluent is rich in carbohydrates and nutrients, a survey was also carried out on the production of bioethanol, biobutanol and biohydrogen, in addition to biogas. Bio-hydrogen has been obtained through fermentative or phototrophic processes, and in most works the yields were considered good, reaching 48%. Bioethanol has been obtained through prior hydrolysis of starch followed by fermentation and yields of up to 100% can be observed. Biobutanol production by acetobutanol fermentation allowed to obtain similar ethanol yields. For biogas, the maximum yield can reach 81.41% in methane. These results suggest that effluents from industrial processing of cassava can serve as raw material to produce of biofuels.

Keywords: Wastewater. Cassava. Wastewater treatment. Agroindustry.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Etapas do processamento da mandioca para produção de farinha seca e fécula, além dos respectivos resíduos gerados. Adaptado de Monteiro (2015) e Sánchez <i>et al.</i> (2017).....	19
Figura 2 - Tratamentos preliminares.....	23
Figura 3 - Tratamentos primários.....	24
Figura 4 - Tratamentos secundários.....	25
Figura 5 – Localização por estados e quantidades de unidades processadoras de mandioca nos mesmos.....	33
Figura 6 - Correlação linear entre $DQO \times DBO_5$ e $DQO \times SST$ a partir de amostras de efluentes do processamento da mandioca gerados por indústrias brasileiras.....	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características de efluente do processamento da mandioca (EPM).....	34
Tabela 2 - Composição de sólidos do EPM gerado em casas de farinha e fecularias brasileiras.....	45
Tabela 3 - Condutividade elétrica e composição em cátions e enxofre de efluentes do processamento de mandioca.....	49
Tabela 4 - Relação entre dados de matéria orgânica e nutrientes para os efluentes de processamento da mandioca.....	53
Tabela 5 - Variabilidade da composição dos efluentes de processamento de mandioca.....	59
Tabela 6 – Tipos de tratamento empregados nas indústrias de processamento da mandioca.....	61
Tabela 7 - Correlações entre concentração de matéria orgânica (DQO ou DBO ₅) e outros parâmetros físico-químicos para efluentes do processamento da mandioca.....	63
Tabela 8 - Levantamento dos estudos sobre a produção de bio-hidrogênio a partir de EPM.....	66
Tabela 9 - Levantamento dos estudos sobre a produção de bioetanol a partir de EPM.....	68
Tabela 10 - Levantamento dos estudos sobre a produção de biobutanol a partir de EPM.....	68
Tabela 11 - Levantamento dos estudos sobre a produção de biogás a partir de EPM.....	70

LISTA DE ABREVIATURAS

ABAM	Associação Brasileira dos Produtores de Amido de Mandioca
<i>AnSBBR</i>	Reatores anaeróbios operados em bateladas sequenciais com biomassa imobilizada
AV	Ácidos Voláteis
C ₄ H ₈ OH	Butanol
Ca	Cálcio
CaO	Óxido de cálcio (Cal)
Cd	Cádmio
CH ₄	Metano
Co	Cobalto
CO ₂	Gás carbônico
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total
Cu	Cobre
DBO ₅	Demanda Bioquímica de oxigênio após incubação por 5 dias
DQO	Demanda Química de oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de tratamento e esgoto
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
Fe	Ferro

GNV	Gás natural veicular
H ₂	Hidrogênio
H ₂ S	Ácido Sulfídrico
HCN	Cianeto de Hidrogênio ou Ácido cianídrico
K	Potássio
Mg(OH) ₂	Hidróxido de magnésio
MgO	Óxido de magnésio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
Na	Sódio
Ni	Níquel
N-NH ₃	Nitrogênio Amoniacal
NT	Nitrogênio total
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogeniônico
RALF	Reatores Anaeróbios de Leito Fluidizado
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SFT	Sólidos fixos totais
SSS	Sólidos suspensos sedimentáveis
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
SVT	Sólidos voláteis totais
TRH	Tempo de retenção hidráulica

UASB Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor/

Zn Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
2.1	TRATAMENTO DO EFLUENTE.....	21
2.1.1	Tratamento preliminares.....	22
2.1.2	Tratamento primário.....	24
2.1.3	Tratamento secundário.....	25
2.2	EPM COMO MATÉRIA-PRIMA PARA PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEIS.....	26
2.2.1	Bioetanol.....	27
2.2.2	Biogás/biometano.....	27
2.2.3	Bio-hidrogênio.....	28
2.2.4	Biobutanol	29
3	METODOLOGIA.....	30
3.1	LEVANTAMENTOS DE DADOS.....	30
3.2	ANÁLISES.....	30
3.2.1	Comparação com a legislação federal.....	30
3.2.2	Relações entre os parâmetros de caracterização de efluentes.....	31
3.2.2.1	Índice de biodegradabilidade.....	31
3.2.2.2	Relação entre matéria orgânica e nutrientes.....	31
3.2.2.3	Relações entre sólidos.....	31
3.2.2.4	Relação entre ácidos voláteis e alcalinidade total.....	34
3.3	CORRELAÇÃO LINEAR ENTRE OS PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO.....	32
3.4	DADOS DE PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEIS.....	32
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
4.1	CARACTERÍSTICAS DO EPM.....	33
4.2	RELAÇÕES ENTRE PARÂMETROS DE ANÁLISE PARA OS EFLUENTES DE PROCESSAMENTO DA MANDIOCA.....	52
4.3	TRATAMENTOS CONVENCIONAIS PARA O EPM NO BRASIL.....	60

4.4	OBTENÇÃO DE MODELOS PREDITIVOS BASEADOS NAS CARACTERÍSTICAS DE EFLUENTES DO PROCESSAMENTO DA MANDIOCA.....	62
4.5	PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEIS A PARTIR DE EPMs.....	64
4.5.1	Bio-hidrogênio	64
4.5.2	Bioetanol	67
4.5.3	Biobutanol	68
4.5.4	Biogás	69
5	CONCLUSÕES	72
	REFERÊNCIAS	73

1 INTRODUÇÃO

A mandioca é um importante alimento presente na cultura brasileira e em países de clima tropical e subtropical. Por causa de seu manejo e preparo fácil esse tubérculo pode ser consumido cozido ou processado. Quando processada a mandioca pode ser transformada em farinhas e féculas.

Seu processamento industrial para produzir farinha dá origem a um efluente denominado manipueira, que é formado após a prensa das raízes. Além de ser rico em matéria orgânica, principalmente devido aos carboidratos, esse efluente é altamente tóxico devido à presença da linamarina a qual pode gerar cianeto. Em fecularias, também há geração de um efluente, menos concentrado por haver adição de água para extração do amido. A composição dos efluentes da mandioca processada difere devido à variedade, a forma de manejo, se é de uma agroindústria ou de um estabelecimento que utiliza método artesanal. Quando descartado *in natura*, o efluente do processamento da mandioca pode causar prejuízos ao solo, aos rios e aos animais que mantiverem contato com o mesmo (NOVAES, 2011). A literatura reporta que o descarte ainda é feito de maneira incorreta no Brasil, que pode causar diversos danos ambientais ao local de disposição final (BARRETO *et al.*, 2014). Um dos principais problemas causados é a eutrofização de corpos hídricos (AMORIM, 2015).

O tratamento convencional para tratar esses efluentes geralmente é por meio de processos biológicos (AMORIM, 2015; GUIMARÃES *et al.*, 2017; MESQUITA, 2016; SCHLLEMER, 2013). As unidades processadoras na sua maioria utilizam lagoas de estabilização, de pequeno porte e de mão de obra não especializada. Para um tratamento eficiente de qualquer efluente devem ser seguidos os critérios de lançamento estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2011). Ao invés de tratar esse efluente para sua disposição, existem alternativas biotecnológicas para o seu melhor aproveitamento, como na produção de biocombustíveis (AMORIM *et al.*, 2014; MONTEIRO, 2015) e fertilizantes (AZEVEDO *et al.*, 2020; BARRETO *et al.*, 2014; DANTAS *et al.*, 2016; DUARTE *et al.*, 2012). Estas formas alternativas agregam valor ao mesmo. O efluente da mandioca contém em sua composição carboidratos como amido, fazendo com que ele sirva de substrato para produção de hidrogênio, etanol, butanol e biogás (AMORIM, 2012; SUMAN *et al.*, 2011; SILVA, 2019; ALVES, 2019). A busca por obter biocombustíveis é importante pela necessidade de diminuir as emissões de gases de efeito estufa derivados da queima dos combustíveis fósseis, além de ser uma fonte renovável.

O objetivo do presente trabalho consiste em reunir dados da literatura a respeito da composição do efluente de processamento da mandioca, tanto de produção de farinha, quanto de extração de amido gerado por empreendimentos brasileiros. A legislação federal (Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011) e algumas legislações estaduais foram usadas como critério quanto ao potencial poluidor desse efluente, se lançado em corpos hídricos sem o devido tratamento. A respeito de alguns parâmetros, principalmente as demandas química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO, respectivamente), elas foram usadas para determinar a possibilidade de encontrar modelos preditivos a partir de um parâmetro em função do outro. Outras interpretações foram avaliadas baseadas em outras características como pH, turbidez, alcalinidade, nitrogênio, cianeto, cátions, sólidos, entre outros. Ao final, um levantamento sobre a obtenção de diferentes biocombustíveis por pesquisas no país também foi feito com o objetivo de diagnosticar a potencialidade desse efluente como matéria-prima alternativa e renovável.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), também conhecida como aipim ou macaxeira, é um arbusto lenhoso perene da família *Euphorbiaceae* (MOMBO *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2018). É um tubérculo que pode ser cultivado em ambientes secos e pobres em nutrientes, não requerendo uma manutenção substancial para o seu crescimento ideal (MOMBO *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2016). Ela tem origem brasileira, pois desde antes do descobrimento do país pelos portugueses, os indígenas já dominavam o plantio para fins alimentícios (GUIMARÃES, 2014). O plantio geralmente ocorre em regiões subtropicais e tropicais (ZHANG *et al.*, 2016). O Brasil se destaca na produção desse tubérculo, tendo produzido 18,9 milhões de toneladas em 2019, correspondendo a um valor bruto de produção de R\$ 9,23 bilhões (COÊLHO *et al.*, 2020). Por variação genética, ela é separada em dois grupos: mandioca de mesa ou mansa e mandioca brava. A diferença entre elas é que a primeira apresenta baixo potencial cianogênico, inferior a 100 mg de HCN por kg de raízes frescas (FIALHO *et al.* 2009). Na aparência, dificilmente consegue-se diferenciá-la.

A mandioca é um alimento muito comum no Brasil, pois o clima é favorável ao seu plantio e se destaca entre os principais produtos agrícolas como a soja, arroz, milho (FERRAREZ *et al.*, 2020; CONAB, 2019). Ela é uma planta com muita facilidade em adaptação, o que permite que seja cultivada em diversos tipos de solo, clima e sistemas de manejo (TAGLIAPIETRA *et al.*, 2019). Na região Nordeste, a mandioca ganha destaque pela grande quantidade de plantações e consumo (CAVALCANTI *et al.*, 2020). O fácil manejo torna a mandioca um produto acessível, sendo cultivada por muitos agricultores, tanto os que visam renda, quanto aqueles que plantam para o sustento familiar. Além de ser importante fonte de carboidratos para alimentação humana, é um alimento para rebanhos de pequenos agricultores (ALMEIDA *et al.*, 2005).

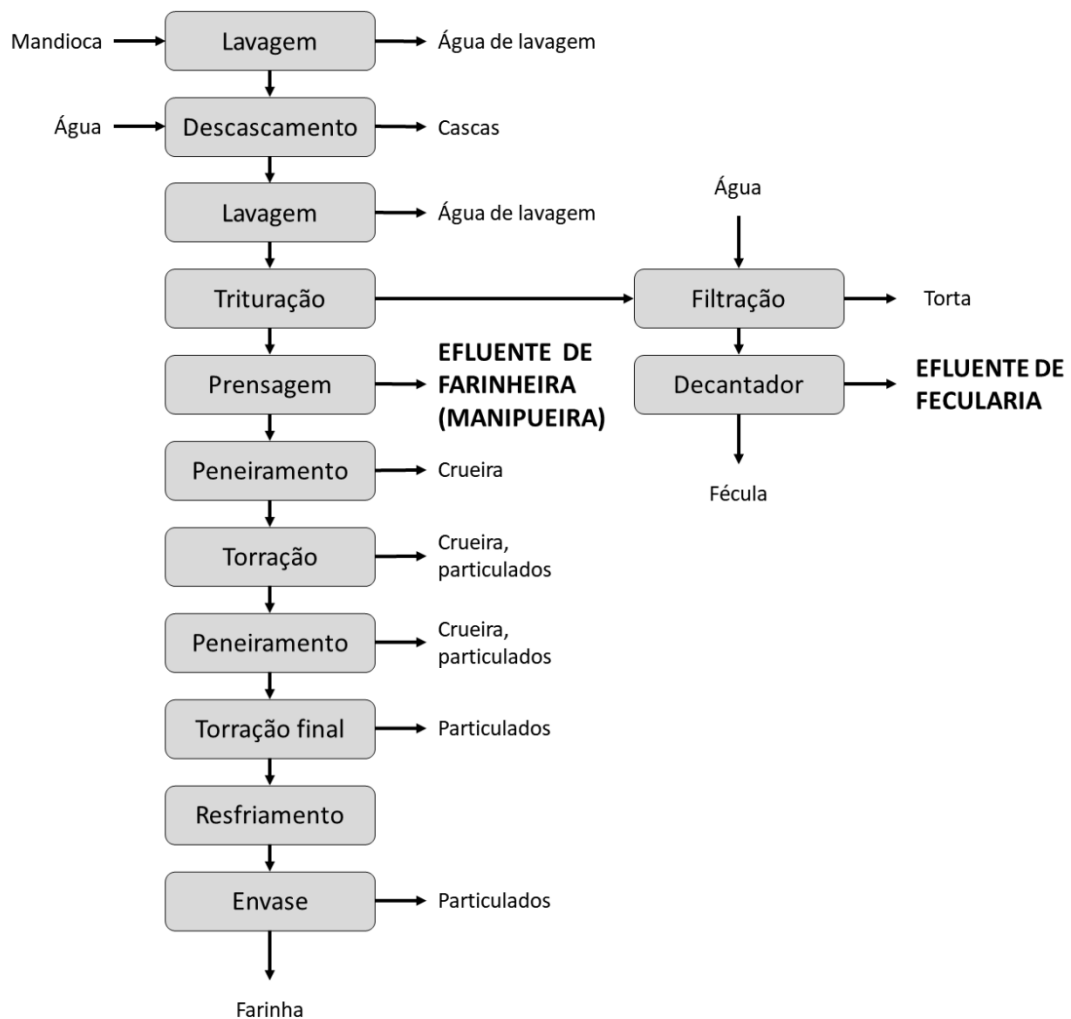
A parte da planta de maior interesse comercial é a raiz, a qual é composta majoritariamente de água (55-58%) e principalmente o amido (85-88% em base seca), além de outros constituintes como proteínas e sais minerais (ZHANG *et al.*, 2016). Como é uma excelente fonte de energia, grande parte da mandioca produzida no mundo é destinada à alimentação humana (66%) e animal (33%). Dentre os produtos alimentícios derivados da mandioca, se destacam a farinha e a fécula (ou amido) (SILVA *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2016).

A Figura 1 apresenta as etapas envolvidas na produção de farinha e amido de mandioca. Independentemente do produto desejado, diversos resíduos sólidos são gerados como as cascas, crueiras (fibras e entrecasas), a torta, além de rejeitos líquidos. Para a

produção de farinha, a mandioca é triturada e depois prensada para separar a massa e o resíduo líquido, comumente conhecido como manipueira. A massa é então torrada para obter o produto final. Para o amido, a massa da mandioca triturada é lavada com água para extraí-lo e então a suspensão vai para as etapas de concentração. O efluente líquido gerado na extração do amido é menos concentrado que a manipueira (ARAÚJO *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*, 2016; SÁNCHEZ *et al.*, 2017). Além disso, a quantidade de efluente muitas vezes varia com a indústria. Como exemplo, em uma casa de farinha localizada no estado da Paraíba são gerados aproximadamente 280 L de manipueira a partir de uma tonelada de mandioca (ARAÚJO *et al.*, 2014). Outra casa de farinha no município de Coité do Nóia em Alagoas gera aproximadamente 400 L.ton⁻¹ (SOUZA *et al.*, 2015). Para o efluente de fecularia, o volume gerado para cada tonelada de mandioca processada deve ser maior devido à adição de água para extrair o amido. Também deve ser mencionado que o efluente de uma unidade produtora pode ser proveniente das águas usadas nas etapas iniciais de lavagem das raízes (ARAÚJO *et al.*, 2014; LEITE *et al.*, 2016). Dessa forma, é muito comum usar o termo “efluente de processamento da mandioca - EPM”, para mencionar os efluentes gerados a partir da obtenção de diferentes produtos a partir da mandioca (ZHANG *et al.*, 2016). O EPM é composto majoritariamente de água e alta concentração de matéria orgânica, que corresponde principalmente ao amido e às fibras, além de minerais (SÁNCHEZ *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2016). Visualmente, ele apresenta aspecto leitoso e coloração amarelo-clara (ARAÚJO *et al.*, 2014). Assim como qualquer tipo de água residuária, o EPM deve ser previamente tratado para que atenda às legislações ambientais vigentes, embora haja relatos na literatura de que esse resíduo seja descartado indevidamente na sua forma bruta, poluindo águas superficiais e subterrâneas (ARAÚJO *et al.*, 2014; SÁNCHEZ *et al.*, 2017). Outra forma comum de destinação do efluente é o solo, sem nenhum tratamento, podendo contaminar o lençol freático e afetar negativamente a vegetação local (SOUZA *et al.*, 2019).

O EPM apresenta características distintas uns dos outros, porque sua composição depende de diversos fatores, como variedade da mandioca, o manejo da cultura, se a origem é de casas de farinhas, farinheiras ou fecularias, se os processamentos são mecanizadas ou artesanais, os quais ainda são bastante utilizados em diversas regiões brasileiras. Esses aspectos dificultam as possibilidades de padronização do tratamento do efluente (AMORIM, 2015).

Figura 1 - Etapas do processamento da mandioca para produção de farinha seca e fécula, além dos respectivos resíduos gerados.



Fonte: Autor próprio, Adaptado de Monteiro (2015); Sánchez et al. (2017).

Quanto aos efeitos do EPM em um corpo hídrico, sua alta concentração de matéria orgânica pode favorecer a multiplicação bacteriana que poderá consumir o oxigênio disponível, levando a mortandade de peixes e outras formas de vida aeróbias. Sua coloração e turbidez podem bloquear a penetração de luz solar, prejudicando a fotossíntese e consequentemente a disponibilidade de oxigênio dissolvido (SANTOS *et al.*, 2012; ZHANG *et al.*, 2016). Além disso, ele pode agravar o processo de eutrofização devido ao seu conteúdo em nutrientes (N e P), além de conter substâncias cianogênicas (MAGALHÃES *et al.*, 2013; CARVALHO *et al.*, 2018).

Uma forma de eliminar esse resíduo sem precisar tratá-lo, e de certa forma aproveitá-lo, consiste na alimentação de animais (MAGALHÃES *et al.*, 2013). No entanto, uma

eliminação prévia do cianeto seja requerida. Por outro lado, Urbano *et al.* (2015) verificaram que não é viável substituir o milho por manipueira mais uréia ao alimentar ovinos, pois o rendimento da carne foi reduzido. Como um fertilizante, há resultados promissores na fertirrigação de diferentes vegetais com manipueira (ARAÚJO *et al.*, 2012; 2019; DANTAS *et al.*, 2016; DUARTE *et al.*, 2012). Embora quantidades excessivas podem causar desequilíbrio na concentração de nutrientes, salinização e diminuição do pH do solo (MAGALHÃES *et al.*, 2013). Outra forma muito comum de aproveitar a manipueira consiste na produção do tucupi na região Norte do país, um condimento preparado por meio de sua fermentação espontânea por 72 h, seguida de uma cocção por 10 min (CHISTÉ *et al.*, 2011).

Devido aos glicosídeos cianogênicos e ao cianeto livre, o EPM também é promissor como pesticida em lavouras para combater nematóides, fungos e artrópodes, conforme revisado por Zevallos *et al.* (2018). Outra forma de aproveitamento, ainda em estudo de bancada, é o seu uso como matéria-prima na geração de diversos produtos biotecnológicos como ácidos orgânicos, biossurfactantes e principalmente biocombustíveis (CARVALHO *et al.*, 2018; CHOJI *et al.*, 2020; COSMANN, 2015; MARTINEZ-BURGOS *et al.*, 2020; ZEMPULSKI *et al.*, 2014; ZHANG *et al.* 2016).

Atualmente, esse efluente é disposto majoritariamente em lagoas de estabilização, porém as partículas passam por processos físicos e podem ser removidos inicialmente de forma grosseira (CAMMAROTA, 2011). Essa técnica é uma alternativa que não necessita de mão-de-obra especializada. Todavia, possibilita a infiltração do líquido no solo, podendo chegar aos lençóis freáticos e aquíferos, além de gerar odor desagradável e problemas de saúde por atrair insetos vetores de patogenicidades (LEÃO, 2013).

Diversos parâmetros de caracterização de efluentes são legislados para permitir o descarte em corpos hídricos, sendo eles físicos, químicos ou biológicos (DEZOTTI, 2008; VON SPERLING, 2014). Para o EPM eles também devem ser aplicados, pois geralmente ele não é reaproveitado. O principal parâmetro que representa a concentração de matéria orgânica e preconizado em todas as legislações ambientais no país é a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (MORAIS *et al.*, 2019). No entanto, esse parâmetro reporta apenas a fração biodegradável e consiste em incubação com bactérias que demora no mínimo 5 dias (DBO₅). Outro parâmetro é a demanda química de oxigênio (DQO), a qual permite reportar a concentração de matéria orgânica biodegradável e não-biodegradável em até 3 h (DEZOTTI, 2008). A partir de modelos preditivos, estimar um parâmetro mais dificilmente de ser obtido (ex. DBO₅) a partir de outro mais rápido (ex. DQO), pode tornar mais fácil o monitoramento e

a tomada de decisões para correções operacionais de uma planta de tratamento de um determinado resíduo líquido (SILVA *et al.*, 2003).

Ao invés de se dispor EPM na natureza, ou considerá-lo um efluente comum que precisa ser tratado devido a sua composição ele pode ser aproveitado como matéria-prima para produzir em biocombustíveis, como bioetanol, biogás e bio-hidrogênio. Os estudos para a produção de biocombustíveis a partir de EPMs têm aumentado, pois na atualidade se procura fontes alternativas e renováveis de energia, principalmente aquelas provenientes de biomassas residuais como é o caso do EPM, que se destaca por sua alta concentração de carboidratos (FERRAREZ *et al.*, 2020).

2.1 TRATAMENTO DO EFLUENTE

A geração de resíduos industriais é preocupante, pois a maioria das indústrias não destina corretamente e com altas demandas e aumento de produção é extremamente necessário encontrar meios para que os efluentes não prejudiquem o meio ambiente (BOTELHO, 2019). O tratamento de EPM é importante, pois se trata de um resíduo que contém alta concentração de matéria orgânica. Sem um tratamento adequado esse efluente polui os recursos hídricos, que são fontes de captação de água para os seres vivos (ALBORNOZ, 2015). O tratamento por processos biológicos são os que têm se mostrado mais eficientes, do ponto de vista econômico e pela sua simplicidade (GUIMARÃES, 2014).

A escolha do melhor tratamento consiste em critérios onde se leva em conta o tipo, grau do tratamento e o atendimento às legislações cabíveis (DEZOTTI, 2008). Conforme Brasil (2011), todos os efluentes só podem ser descartados se estiverem de acordo com a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005 e a Resolução n° 430 de 13 de maio de 2011 que complementa e altera a anterior.

I - condições de lançamento de efluentes:

- a) pH entre 5 a 9;
- b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
- c) materiais sedimentáveis: até 1 mL.L⁻¹ em teste de 1 hora em cone *Imhoff*. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar visualmente ausentes;

d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;

e) óleos e graxas:

1. óleos minerais: até 20 mg.L⁻¹;

2. óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg.L⁻¹;

f) ausência de materiais flutuantes; e

g) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C): remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor. II - Padrões de lançamento de efluentes: - Cianeto livre (destilável por ácidos fracos): até 0,2 mg.L⁻¹.

Todo resíduo descartado nos rios deve atender aos padrões e limites exigidos na legislação federal, com exceção de alguns estados que possuem as próprias normas especificando melhor a realidade da região como os estados como SP, GO, SC, AL, RJ, ES (Vitória), RO, BA, PE, RS, MA, MG, PR, AM (Manaus), MS e CE (MORAIS e SANTOS, 2019).

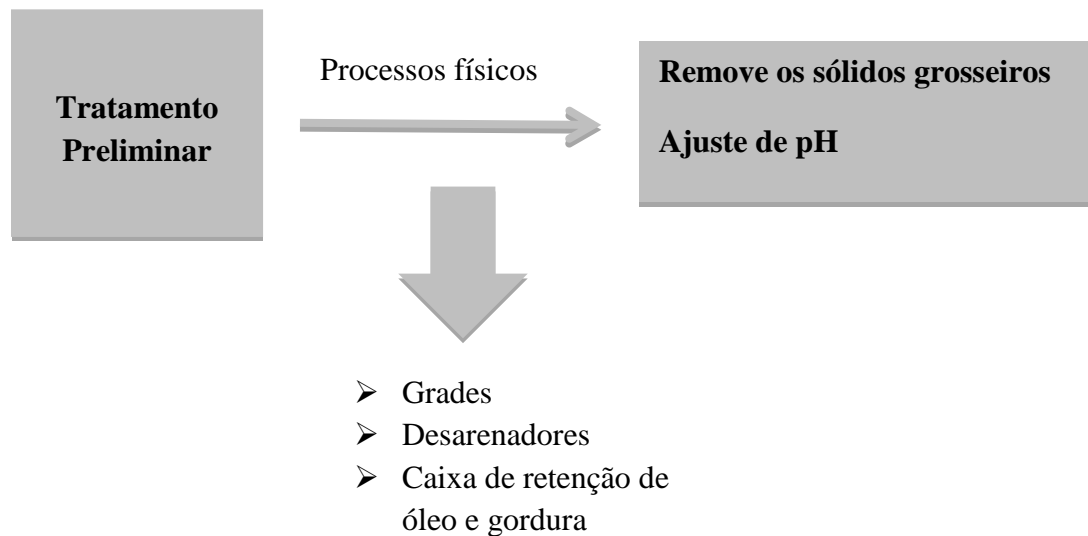
Geralmente, para efetuar o tratamento de efluentes industriais, devem-se aplicar operações unitárias para remover as partículas grosseiras por meio de tratamentos preliminares, utilizando grades ou desarenadores. Em seguida o tratamento primário pode incluir sedimentação, neutralização, coagulação-floculação ou flotação. No tratamento secundário empregam-se processos biológicos, sendo os mais comuns lodos ativados, lagoas aeradas, lagoas de estabilização, reator UASB e biofiltros (VON SPERLING, 2005). Alguns detalhes serão mencionados a seguir.

2.1.1 Tratamentos preliminares

A função do tratamento preliminar é remover os sólidos grosseiros aplicando processos físicos a fim de evitar danos e entupimentos das tubulações e ainda preparar o efluente para demais etapas (FIGURA 2). Tal etapa chega a remover de 60% a 70% dos sólidos em suspensão ou flutuantes, consistindo em plásticos, madeiras, papéis, entre outros 30% a 40% da matéria orgânica e de organismos patogênicos também são retirados. Nesse

estágio também pode ser realizado o ajuste de pH, caso seja requerido (VON SPERLING, 2005).

Figura 2 – Tratamentos preliminares



Fonte: Autor próprio

O sistema de tratamento tradicional de efluentes é composto por grades, desarenadores e/ou as caixas de retenção de óleo e gordura (estes para efluentes gordurosos ou esgoto doméstico) (LIMA, 2010). Para o gradeamento são utilizadas barras de aço ou ferro arranjadas verticalmente ou inclinadas evitando a passagem de cascas e outros elementos insolúveis presentes nesse tipo efluente, mas sem prejudicar o escoamento. Outro equipamento utilizado para remoção dos sólidos grosseiros são as peneiras. Neste outro tratamento físico é imprescindível a limpeza do dispositivo, para o efluente fluir facilmente (DEZOTTI, 2008).

Os desarenadores são comumente chamados de caixa de areia. É um separador de partículas sólidas discretas, como terra, escórias, cascalhos entre outros. A remoção é realizada por meio da sedimentação, sendo que a parte mais densa vai ao fundo da caixa e a matéria orgânica permanece suspensa e/ou dissolvida. Este dispositivo é importante para evitar a obstruções de tubulações e bombas (DEZOTTI, 2008).

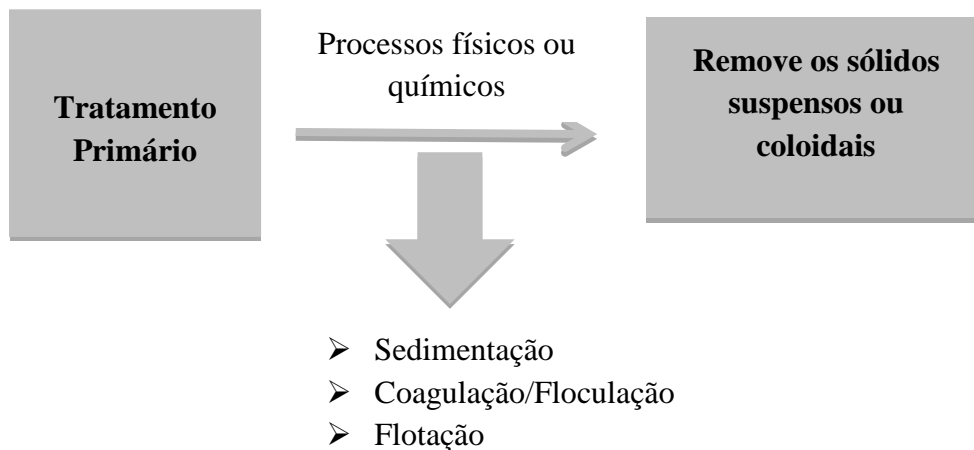
Para alguns tipos de efluentes, são aplicados os sistemas de caixas de gordura para remoção dos óleos e outras substâncias apolares. Este sistema é aplicado principalmente para tratar o esgoto doméstico e resíduos de restaurantes e cozinhas. A função principal é evitar a obstrução de encanamentos (DEZOTTI, 2008).

Em alguns casos pode ser utilizado o sistema de equalização, com as funções de minimizar ou controlar os problemas operacionais devido às variações de fluxo, e concentração, melhorando o desempenho das etapas posteriores (DI BERNARDO, *et al.*, 2005). A neutralização consiste na correção do pH, que se dá por meio da adição de ácido ou base para que o efluente esteja dentro da faixa requerida para determinados tipo de tratamento e/ou disposição em corpos hídricos (DEZOTTI, 2008).

2.1.2 Tratamento primário

No tratamento primário, os sólidos ainda suspensos são removidos geralmente por sedimentação simples, ou fazendo o uso de insumos para que partículas coloidais sejam removidas (FIGURA 3). Na sedimentação ocorre uma remoção minuciosa dos sólidos em suspensão que não foram removidos nas etapas anteriores. Eles devem apresentar sistemas de limpeza eficientes de remoção de todo lodo que se acumula no fundo deles. (DEZOTTI, 2008).

Figura 3 - Tratamentos primários



Fonte: Autor próprio

O processo de coagulação consiste em reações químicas que utilizam, geralmente, sulfato de alumínio ou cloreto férrico, para desestabilizar as partículas que não se sedimentam naturalmente (coloides) por neutralização das suas cargas. Em seguida os coloides se aglomeram ocorrendo a floculação. Ocorre uma diminuição da turbidez, além da redução da concentração de matéria orgânica. Podem ser usados durante tal etapa auxiliares alcalinizantes como: cal (CaO), hidróxido de sódio ou carbonato de sódio, e misturas de Ca

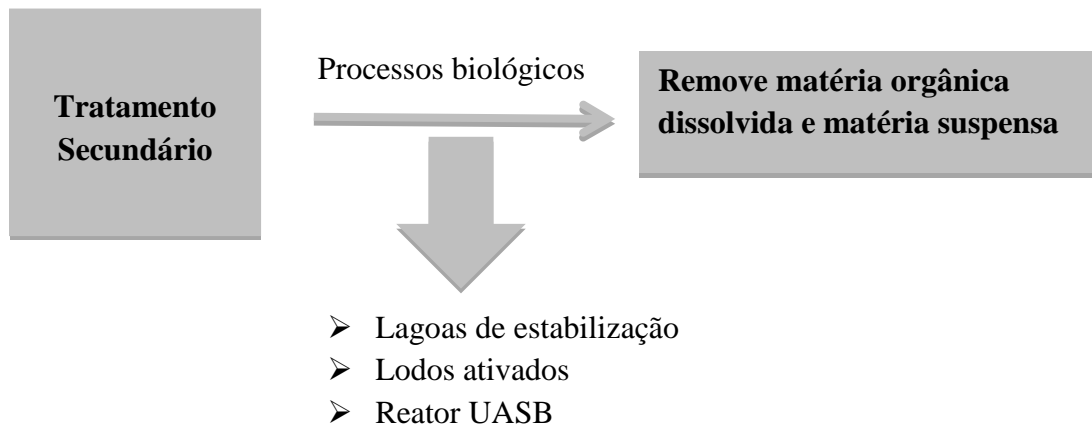
(OH)₂ com hidróxido de magnésio (Mg(OH)₂), óxido de magnésio (MgO). Outros auxiliares que aumentam a densidade das partículas melhorando a decantação são: argila, sílica ativa, polieletrólitos, entre outros. Ao final, os flocos podem ser removidos por sedimentação ou flotação (DEZOTTI, 2008).

A flotação é outra opção de tratamento primário mais propício para efluentes ricos em lipídios. Nesse tratamento as partículas em suspensão de diferentes naturezas são removidas com auxílio de bolhas de, que agem formando uma espuma na superfície do tanque que deverá ser removida. (DEZOTTI, 2008).

2.1.3 Tratamento secundário

No tratamento secundário, as águas residuárias geralmente já passaram por uma preparação em virtude dos tratamentos anteriores e será submetido a processos biológicos para remover a matéria orgânica dissolvida e parte da matéria suspensa que ainda não foi removida (FIGURA 4). Tratamentos biológicos aeróbios, anaeróbios ou combinados podem ser utilizados.

Figura 4 - Tratamentos secundários



Fonte: Autor próprio

Os lodos ativados são sistemas de tratamento de alta eficiência com mecanismos de alto potencial em relação aos outros tipos de tratamentos biológicos. Apresentam um tanque de aeração, um decantador do lodo e um sistema de recirculação do lodo (DEZOTTI, 2008). No primeiro tanque acontece a decomposição da matéria orgânica solúvel por ação principalmente bacteriana com a consequente formação de flocos biológicos. Em seguida, um decantador permite a sedimentação desses flocos separando o efluente (clarificado) do lodo.

Este sistema é aplicado tanto em efluentes domésticos quanto industriais quando se requer uma qualidade maior no resíduo. Este tratamento pode ser adaptado para remoção de nitrogênio e fósforo, porém por ter alto consumo de energia, devido à aeração artificial, encarece sua utilização (VON SPERLING, 2005).

O Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*; UASB) é uma tecnologia de tratamento biológico muito usado para tratar esgotos domésticos no Brasil. O objetivo deste reator é a remoção de matéria orgânica do efluente, além de permitir a estabilização do lodo formado. Este tratamento é viável para os locais que possuem pouco espaço e apresenta outras vantagens como baixo consumo de energia e pouca produção de lodo. Um subproduto do tratamento, devido ao ambiente anaeróbio, é o biogás. Uma das desvantagens é a baixa eficiência para remoção de nitrogênio e fósforo (VON SPERLING, 2005).

Nas lagoas de estabilização o efluente fica armazenado com agentes naturais. O efluente sofre a fotodecomposição, precipitação e a atividade microbiana para retirada da matéria orgânica que resulta na diminuição do seu potencial poluidor (VON SPERLING, 2005). As lagoas de estabilização têm alta capacidade de remoção de DBO e coliformes, sendo que no Brasil devido ao clima tropical também apresenta boa eficiência, comparado aos locais de clima frio. O bom funcionamento depende da radiação solar para uma produção fotossintética de algas e assim resultar uma boa produção de oxigênio. Os custos e simplicidade de operação são os pontos positivos para sua utilização e não há necessidade de equipamentos sofisticados, porém requer espaços amplos e há emissão de odores desagradáveis (DEZOTTI, 2008).

2.2 EPM COMO MATÉRIA-PRIMA PARA PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEIS

Como alternativa à origem fóssil, o uso de fontes renováveis para obtenção de combustíveis e energia tem diversos impactos positivos, pois diminui a emissão de gases de efeito estufa e a dependência do petróleo (ANDREANI, 2012). Processos biotecnológicos, para a obtenção de biocombustíveis, são alternativas de grande relevância para diminuição dos impactos de resíduos agroindustriais, pois evitam que o destino dos mesmos seja um descarte incorreto em corpos hídricos ou no solo (SILVA, 2019). No Brasil, segundo a Agência Nacional do Petróleo, Gás natural e Biocombustíveis, cerca de 45% da energia e

18% dos combustíveis, são feitos a partir de fontes renováveis, ocupando o primeiro lugar em relação a outros países.

Os biocombustíveis produzidos atualmente de forma industrial no Brasil são o etanol e o biodiesel. O primeiro provém do processo de fermentação do caldo de cana-de-açúcar e do hidrolisado enzimático de amido de milho, enquanto o segundo é produzido a partir da transesterificação de óleos vegetais ou gorduras animais com álcoois simples (SILVA, 2019). Como o EPM é rico em carboidratos, diferentes biocombustíveis podem ser obtidos a partir do mesmo via rotas biotecnológicas, como o etanol, hidrogênio e, butanol, do biogás.

2.2.1 Bioetanol

A produção de etanol a partir de amido de milho vem aumentando ao longo dos anos, mas ainda é inferior a 5% da produção nacional (EPE, 2020). A Associação Brasileira dos Produtores de Amido de Mandioca em uma pesquisa recente comparou a produção de etanol de cana de açúcar com amido da mandioca. Enquanto a partir do primeiro é possível produzir até 85 litros de álcool a partir de uma tonelada, a partir de uma tonelada de mandioca contendo 33% de amido e 2% de açúcares solúveis poderia produzir até 211 litros do combustível (ABAM, 2020). Mesmo com rendimentos considerados bons, a sua produção ainda é inviável devido ao custo de produção, pois para se produzir o etanol de amido é necessária uma etapa prévia de hidrólise do polissacarídeo em açúcares fermentescíveis (SUMAN, *et al.*, 2011).

A hidrólise consiste na clivagem do amido em glicose por enzimas exógenas, geralmente as α -amilases e glicoamilases. A fermentação consiste na transformação dos açúcares simples em etanol por meio de processo microbiano anaeróbico oxidativo utilizando leveduras (como a *Saccharomyces cerevisiae*), o qual já é conhecido para bioconversão do caldo de cana. A etapa seguinte de destilação também é a mesma (SUMAN, *et al.*, 2011).

2.2.2 Biogás/biometano

O biogás é o produto da conversão microbiológica anaeróbia de compostos orgânicos. Consiste em uma mistura contendo metano (CH_4), gás carbônico (CO_2) e gás sulfídrico (H_2S) e pode ser oriunda dos esgotos, efluentes e resíduos agroindustriais ou qualquer resíduo que apresente alta concentração de matéria orgânica, são obtidos a partir de bactérias anaeróbias

(DEZOTTI, 2008). Este gás combustível pode ser destinado à produção de eletricidade, além de ser um substituto do gás veicular no caso o gás natural veicular (GNV), pelo seu uso como biometano desde que seja purificado. O processo para obtenção do biogás consiste em algumas fases, sendo citadas na sequência: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Na hidrólise, as enzimas são liberadas por bactérias, transformando os compostos orgânicos em compostos mais simples. Na acidogênese os produtos hidrolisados são convertidos em ácidos graxos voláteis, ácido lático e álcoois. Em seguida, na fase da acetogênese, ocorre a oxidação dos produtos gerados na etapa anterior, gerando substratos apropriados para os microrganismos metanogênicos como acetato. A metanogênese, por sua vez, é a etapa final no processo de degradação anaeróbia.

Nas fecularias costuma-se usar um biodigestor tipo canadense que consiste em uma caixa feita de alvenaria ou escavada no solo e com largura maior que a profundidade, para que ocorra um contato com o sol e assim tratar o EPM e ao mesmo tempo produzir biogás (BOTELHO, 2019). Outra forma de tratar o EPM é por meio das lagoas de estabilização, as quais não permitem recuperar o biogás, pois são abertas.

O processo de digestão anaeróbia utilizado pelas fecularias de mandioca tem como finalidade a redução de carga orgânica poluente, redução de seu potencial tóxico e a produção e a captação do biogás. Os tratamentos dos resíduos de fecularias com os processos biológicos são mais eficientes, tendo em vista sua simplicidade e fatores econômicos (ALVES, 2019).

2.2.3 Bio-hidrogênio

Devido ao aumento de substâncias tóxicas na atmosfera o gás hidrogênio tem despertado o interesse na comunidade científica. Esse biocombustível, também obtido a partir de processos fermentativos anaeróbios é considerado uma fonte alternativa de energia em substituição aos combustíveis fósseis, pois na sua combustão há apenas a geração de vapor de água. As bactérias não sulfurosas, microalgas, cianobactérias e bactérias do gênero *Clostridium* são responsáveis pela obtenção do bio-hidrogênio (NUNES, 2015). O hidrogênio tem sido avaliado tanto na geração de energia elétrica quanto para o de transporte. Nos dois casos consiste do uso de células a combustível e para o transporte por motores de combustão interna (SÁ *et al.*, 2014). Na produção de hidrogênio alguns fatores operacionais devem ser atendidos para que haja uma boa produção. O pH é um deles, pois quando o meio estiver ácido pode inibir a metanogênese. O ideal é o meio levemente alcalino, por isso um pH ótimo seria de 6,5 (BATISTA, 2014).

2.2.4 Biobutanol

O butanol é um biocombustível que pode ser obtido também por fermentação e apresenta pouca emissão de gás carbônico, obtido através de *Clostridium* spp (EMBRAPA, 2019). Ele também pode ser aplicado nas indústrias de tintas, plásticos, acetato, vernizes, acrílico, além de ser utilizado até na produção de antibióticos pela indústria farmacêutica. A Ásia é o continente que mais consome o biobutanol até o momento (MATURANA, 2019).

O butanol possui elevado conteúdo energético devido ao maior número de átomos de carbono, pouca volatilidade, não exibindo interação ou absorção com a umidade (SILVA, 2019). A fermentação acetobutanólica é realizada por bactérias anaeróbias do gênero *Clostridium*, que realizam a conversão dos açúcares em solventes gerando acetona, butanol e etanol. Na fase inicial de acidogênese, acontece o crescimento celular exponencial com produção de dióxido de carbono, hidrogênio, ácidos acético e butírico. O pH diminui devido à produção dos ácidos orgânicos atingindo valores em torno de 4,5. No período em que a concentração de ácidos se torna suficientemente alta, o aumento celular atinge a fase estacionária e se inicia a segunda fase da fermentação, a solventogênese. Nesta etapa os ácidos passam a ser consumidos junto com a fonte de carbono produzindo principalmente o butanol (SILVA, 2019).

3 METODOLOGIA

3.1 LEVANTAMENTOS DE DADOS

O presente levantamento bibliográfico foi elaborado a partir de vários trabalhos apresentados em congressos, artigos científicos, monografias, teses e dissertações, com ênfase no efluente de processamento da mandioca (manipueira e efluente de fecularia), realizados no território brasileiro, a partir do ano de 2011. Os sites de pesquisa utilizados foram o Google acadêmico, *Scopus*, *Web of Science*, Periódicos Capes entre outros. Para a busca foram utilizadas diferentes expressões ou palavras-chave, como: “efluente de processamento da mandioca”, “manipueira”, “DQO”, “DBO₅”, “fecularia”, tanto no português quanto no inglês.

Segundo as fontes pesquisadas, as amostras de EPM eram coletadas em casas de farinhas, indústrias farinheiras, fecularias ou em indústrias sem especificação quanto ao produto derivado da mandioca, a partir de diversos estados brasileiros. Dados de efluentes obtidos em laboratório foram desconsiderados. Alguns trabalhos não especificaram se o efluente coletado era de uma etapa em específico ou se representava as águas residuárias de todo o processo. Dessa forma, optou-se em utilizar aqui o termo “efluente de processamento da mandioca - EPM para abranger todos os efluentes reais caracterizados na literatura. O processamento da mandioca foi levado em conta para ordenar os dados tabelados. Alguns autores utilizaram o mesmo efluente em diferentes publicações. Sendo assim, tomou-se o cuidado de não repetir os dados. Quando o estudo caracterizou mais de um efluente, os dados foram reportados separadamente, independente se as amostras foram obtidas de uma mesma unidade processadora. Caso a fonte tenha reportado apenas o valor médio, a partir de várias amostras de efluente, este foi considerado, exceto os dados referentes ao pH, o qual é um parâmetro que está em escala logarítmica, logo sua média não pode ser calculada. Por outro lado, se os trabalhos apresentaram valores máximos e mínimos de pH, estes foram aqui considerados. Foram avaliados os tipos de biocombustíveis encontrados na literatura assim como os tipos de resíduos utilizados e os seus rendimentos.

3.2 ANÁLISES

3.2.1 Comparação com as legislações federais e estaduais

Com base nos resultados encontrados, foram discutidas as características dos efluentes (brutos e convencionalmente tratados) em comparação aos limites permitidos para o lançamento em corpos hídricos, conforme a legislação federal: Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011); algumas legislações estaduais de uma forma ampla (MORAIS e SANTOS, 2019).

3.2.2. Relações entre os parâmetros de caracterização de efluentes

3.2.2.1 Índice de biodegradabilidade

A razão DBO_5/DQO , também conhecida como índice de biodegradabilidade, foi avaliada para os efluentes em que ambos os parâmetros de caracterização de matéria orgânica foram reportados. Para efluentes cuja razão for acima de 0,4 são considerados biodegradáveis (VON SPERLING, 2014).

3.2.2.2 Relação entre matéria orgânica e nutrientes

A relação entre matéria orgânica e nutrientes foi avaliada como forma de indicar o tipo de tratamento biológico mais adequado, aeróbio ou anaeróbio, além da necessidade ou não de suplementação. Para tratamentos biológicos aeróbios a relação $DBO_5:N:P$ deve estar em torno de 100:5:1, enquanto para o tratamento anaeróbio usa-se outra relação, $DQO:N:P$ de 250:5:1. Para esses cálculos foram usados os dados disponíveis na literatura para DBO , DQO , nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT). Na ausência de dados de NT, foram usados os valores disponíveis de Nitrogênio Kjeldahl total (NKT).

3.2.2.3 Relações entre sólidos

Quanto à série de sólidos, foram avaliadas as razões SDT/ST e SVT/ST , como forma de determinar a porcentagem de sólidos dissolvidos e compostos orgânicos presentes em tais efluentes, respectivamente.

3.2.2.4 Relação entre ácidos voláteis e alcalinidade total

A razão AV/AT foi avaliada como forma de indicar a necessidade de suplementação de agentes alcalinizantes aos efluentes para tratamento biológico anaeróbio, conforme Sant`Anna Jr (2013).

3.3 CORRELAÇÃO LINEAR ENTRE OS PARÂMETROS DE CARATERIZAÇÃO

Tentativas de correlação linear foram avaliadas para os diversos parâmetros de caracterização como forma de estimar um parâmetro em função de outro. Para isso, o *Microsoft Excel* (2010) foi usado para obter os coeficientes de correlação linear e as equações de retas.

3.4 DADOS DE PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEIS

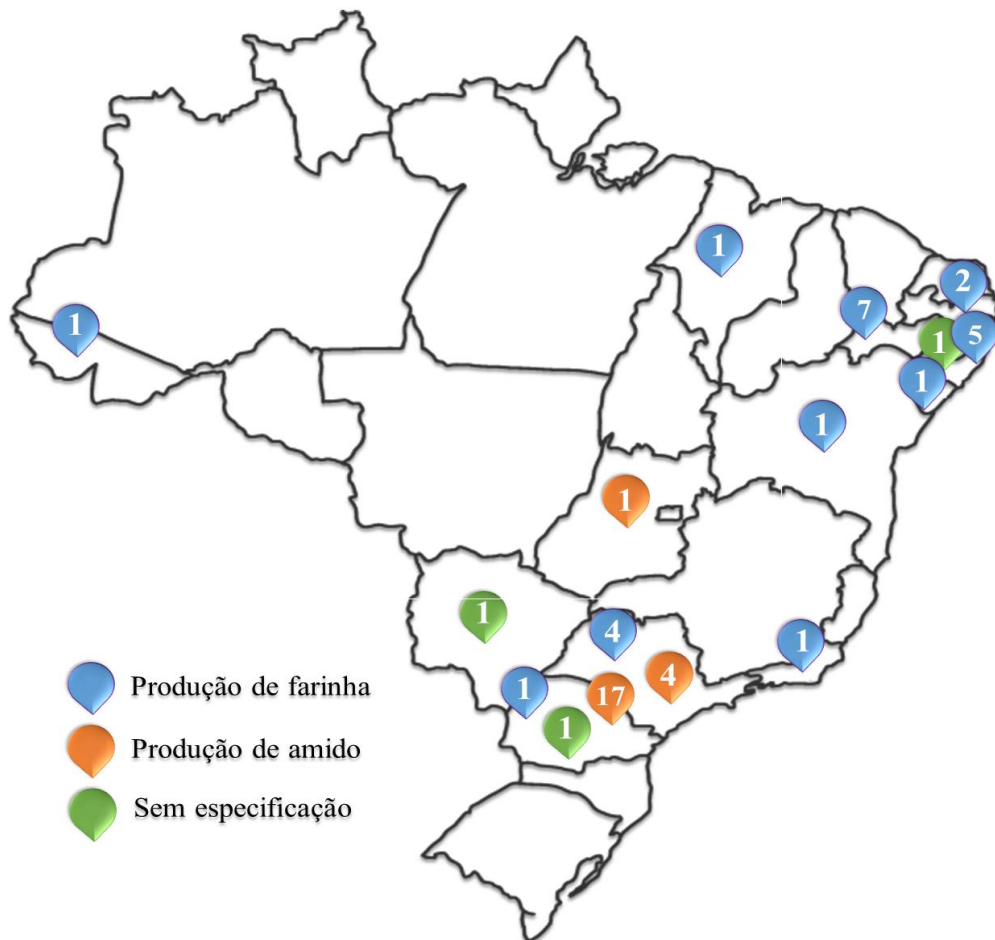
Ao final, um levantamento e discussão a respeito da potencialidade desse efluente em servir de matéria-prima na produção de biocombustíveis como bioetanol, bio-hidrogênio, biobutanol, além de biogás, também foram abordados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERÍSTICAS DO EPM

A Tabela 1 apresenta as características físico-químicas de efluentes reais reportadas na literatura. Devido a aspectos culturais, a maioria das amostras de manipueira foi coletada de cidades da região nordeste, enquanto os efluentes de fecularia foram adquiridos de cidades paulistas e paranaenses. De qualquer forma há efluentes de diferentes estados e regiões conforme mostra a Figura 5, permitindo uma análise ampla de amostras provenientes de quase todo território brasileiro.

Figura 5 - Localização por estados e quantidades de unidades processadoras de mandioca nos mesmos.



Fonte: Autor próprio

Tabela 1 - Características de efluentes do processamento da mandioca.

(Contínua)

Localização da indústria	pH	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	COT (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Açúcar total (mg.L ⁻¹)	AV (mg.L ⁻¹)	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	P (mg.L ⁻¹)	NT (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	Cianeto (mg.L ⁻¹)	SSS (mL.L ⁻¹)	Referência
Efluente de produção de farinha (manipueira)														
Araripina (PE)	4,5	19200	24100	-	-	-	-	-	-	385*	-	350 (T)	-	AMORIM (2015)
Araripina (PE)	4,6	17000	23000	-	-	-	8700	1600	3000	5100	3200	460 (T)	-	AMORIM (2015);
	4,2	15000	20000	-	-	-	3000	1400	1000	3000	1700	480 (T)	-	AMORIM <i>et al.</i> (2018)
Araripina (PE)	5,8	-	37770	-	-	-	25	72	183	-	28	-	-	AMORIM <i>et al.</i> (2019)
Campo do Brito (SE)	4,5	32450	89660	2580,3	-	-	8630	254	198,7	2870	-	13,2 (L)	-	ANDRADE (2019)
Puxinanã (PB)	4,5	-	141030	-	-	-	11700	1623,6	273	2050*	-	-	-	ARAÚJO <i>et al.</i> (2012)
Não informado	3,8	-	-	-	-	-	-	-	338	1199*	336	-	-	ARAÚJO <i>et al.</i> (2019)
Vale do Juruá (AC)	-	-	-	-	-	-	-	-	259,4	425,3	-	-	-	AZEVEDO <i>et al.</i> (2020)
Pombos (PE)	5,8	44624,2	82871,1	-	-	-	-	-	667,5	1592,3	-	-	-	BARRETO <i>et al.</i> (2014)
Maceió (AL)	4,3	9710	27300	-	-	25611	-	-	55,4	2618	-	-	-	BATISTA (2014)
Santa Luzia do Norte (AL)	4,2-4,3	15823,0	24005,8	5782,2	1485	13506	4222,7	-	51,81	2618	-	-	2,3	CARDOSO (2013)

Tabela 1 - Características de efluentes do processamento da mandioca.

(Contínua)

Localização da indústria	pH	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	COT (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Açúcar total (mg.L ⁻¹)	AV (mg.L ⁻¹)	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	P (mg.L ⁻¹)	NT (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	Cianeto (mg.L ⁻¹)	SSS (mL.L ⁻¹)	Referência
Paraty (RJ)	4,5	24700	57200	-	-	-	-	-	180	80*	-	3,0 (L)	11	CARRARO <i>et al.</i> (2018)
Araras (SP)	5,2	-	95330	-	-	20000	-	-	-	-	-	-	-	CHOGI <i>et al.</i> (2020)
Maria da Serra (SP)	5,7	-	60406	-	-	48170	-	-	0,4	771*	-	-	-	COSMANN (2015)
Não informado	6,6	-	66617	-	-	-	-	-	312	3064	-	-	-	DANTAS <i>et al.</i> (2016)
Pombos (PE)	4,1	-	-	-	-	-	-	-	740	980	-	-	17,2	DUARTE <i>et al.</i> (2012)
Santa Maria (SP)	5,0	-	55000	-	-	30000	-	-	-	-	-	-	-	GOMES <i>et al.</i> (2016)
Noroeste do PR	4,3	-	67782	-	15240	-	1330	< 1	-	3,3*	-	-	-	MACHADO <i>et al.</i> (2019)
Pombos (PE)	6,8	-	119220,4	-	-	-	-	-	286,4	-	-	-	-	MAGALHÃES <i>et al.</i> (2014)
Itapecuru-Mirim (MA)	4,0	-	44100	-	1148	-	4228,1	-	-	-	-	56,5 (L)	2,1	MENDONÇA (2016)
Sapé (PB)	3,9	29200	101380	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	MONTEIRO (2015)
Vitória da Conquista (BA)	4,1	-	-	-	-	-	-	201,5	-	-	-	257,2 (L)	-	NEVES <i>et al.</i> (2014)
Garça (SP)	5,5	-	24000	-	-	-	-	-	160	250*	-	-	-	NEVES <i>et al.</i> (2016)

Tabela 1 - Características de efluentes do processamento da mandioca.

(Continua)

Localização da indústria	pH	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	COT (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Açúcar total (mg.L ⁻¹)	AV (mg.L ⁻¹)	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	P (mg.L ⁻¹)	NT (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	Cianeto (mg.L ⁻¹)	SSS (mL.L ⁻¹)	Referência
Santa Luzia do Norte (AL)	4,6	-	20119,8	-	-	1606,5	3113,5	-	-	297,6*	-	-	-	NUNES (2015)
	3,4	16078,4	46445,9	-	-	6221,7	4309,2	-	-	291,2*	-	-	-	
	3,6	1968	20413,4	-	-	4433,5	2268	-	-	-	-	-	-	
	4,5	-	14043,2	-	-	1408,7	-	-	-	-	-	-	-	
	4,0	-	35111,1	-	-	1621,1	5410,9	-	-	-	-	-	-	
	3,8	-	110081,2	-	-	24075,1	-	-	-	-	-	-	-	
Taquarana (AL)	5,5	-	66190	-	-	37540	-	-	-	1260	-	-	-	OLIVEIRA <i>et al.</i> (2017)
Efluentes de extração de amido														
Toledo (PR)	4,2	-	10737	-	-	4683	-	-	-	293*	-	-	-	ANDREANI <i>et al.</i> (2015)
	4,4	-	11029	-	-	2544	-	-	-	279*	-	-	-	
	5,3	-	10936	-	-	4350	-	-	-	286*	-	-	-	
	4,9	-	11800	-	-	2789	-	-	-	307*	-	-	-	
	4,6	-	11643	-	-	3373	-	-	-	249*	-	-	-	

Tabela 1 - Características de efluentes do processamento da mandioca.

(Contínua)

Localização da indústria	pH	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	COT (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Açúcar total (mg.L ⁻¹)	AV (mg.L ⁻¹)	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	P (mg.L ⁻¹)	NT (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	Cianeto (mg.L ⁻¹)	SSS (mL.L ⁻¹)	Referência
Não informado	4,1-6,1	-	11820	-	-	6428	-	-	-	-	-	-	-	ANDREANI <i>et al.</i> (2019)
Não informado	4,4	-	8048,9	-	-	-	-	-	-	200,2*	-	-	-	ARAÚJO <i>et al.</i> (2018)
	6,4	-	12581,2	-	-	-	-	-	-	294*	-	-	-	
Toledo (PR)	4,3	-	9880	-	-	2530	-	-	28	104*	-	-	-	CORBARI <i>et al.</i> (2019)
	4,5	-	8340	-	-	3690	-	-	29	192*	-	-	-	
Oeste do PR	5,2	-	11400	-	-	-	373,9	-	-	-	-	-	-	DEVENS (2019)
Oeste do PR	4,0	1400	6014	-	-	-	-	93	83	247*	-	-	-	FLECK <i>et al.</i> (2017; 2019)
Marechal Cândido Rondon (PR)	4,4	-	15720	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	KUCZMAN <i>et al.</i> (2011)
Toledo (PR)	-	-	15025,1	1556	-	-	-	-	7,1	0,35*	-	-	14,9	KUCZMAN <i>et al.</i> (2013)
Ibirarema (SP)	5,1	31900	65000	-	-	-	-	-	-	719*	67,6	51,3 (L)	-	LEITE <i>et al.</i> (2016)
São Pedro do Turvo (SP)	5,5	7840	13300	-	-	-	-	-	-	215*	15,7	14,1 (L)	-	
Palmital (SP)	7,2	5480	11130	-	-	-	-	-	-	18,6*	4,4	0,15 (L)	-	

Tabela 1 - Características de efluentes do processamento da mandioca.

(Contínua)

Localização da indústria	pH	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	COT (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Açúcar total (mg.L ⁻¹)	AV (mg.L ⁻¹)	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	P (mg.L ⁻¹)	NT (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	Cianeto (mg.L ⁻¹)	SSS (mL.L ⁻¹)	Referência
Toledo (PR)	-	-	12194	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	LARSEN <i>et al.</i> (2013)
	4,1	-	6981	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	4,0	-	14937	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Nerópolis (GO)	6,0	-	-	-	-	-	-	-	400	3300	-	30 (L)	-	MESQUITA (2016)
Toledo (PR)	5,1	-	16088	-	-	-	-	--	-	158,2*	14,4	-	-	OLIVEIRA <i>et al.</i> (2015)
Toledo (PR)	5,4	-	13331,3	-	-	-	621,6	226,2	-	-	-	-	-	PALMA <i>et al.</i> (2018a)
Toledo (PR)	6,6	-	9200	-	-	-	-	-	-	171*	-	-	-	PALMA <i>et al.</i> (2018b)
	4,7	-	8800	-	-	-	-	-	-	179*	-	-	-	
	5,8	-	9600	-	-	-	-	-	-	162*	-	-	-	
	5,1	-	13000	-	-	-	-	-	-	151*	-	-	-	
São Pedro do Turvo (SP)	6,6	-	7055	3013	1039	-	-	-	46,5	13,4	-	-	15	PINTO (2013)
Não Informado	6,6	12215	14300	3352	-	-	-	-	42	360	-	12,6 (T)	-	PINTO <i>et al.</i> (2011)

Tabela 1 - Características de efluentes do processamento da mandioca.

(Contínua)

Localização da indústria	pH	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	COT (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Açúcar total (mg.L ⁻¹)	AV (mg.L ⁻¹)	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	P (mg.L ⁻¹)	NT (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	Cianeto (mg.L ⁻¹)	SSS (mL.L ⁻¹)	Referência
Oeste do PR	5,9	1720	2877	2261	1725	-	-	76,6	21,2	78,3*	-	-	-	SANTOS (2016)
	7,1	1000	7732	3305	2939	-	-	167,5	34,8	44*	-	1,3 (L)	-	
	6,7	1075	6543	3955	212	-	-	309,5	27,3	167*	-	2,0 (L)	-	
	6,7	-	6130	4160	1282	-	-	-	-	83*	-	2,3 (L)	-	
Sudoeste do PR	6,7	4115	7526	-	-	-	-	-	-	224*	-	-	-	SCHLLEMER (2013)
Toledo (PR)	4,3	-	8046,3	-	-	5950,5	-	-	-	2,0*	-	-	-	TONELLO (2017)
	6,3	-	19703,1	-	-	7092,3	-	-	-	0,1*	-	-	-	
	6,3	-	5806,0	-	-	3994,1	-	-	-	1,4*	-	-	-	
	4,1	-	8019,5	-	-	4629,3	-	-	-	1,1*	-	-	-	
Toledo (PR)	-	-	6270,0	-	-	4218,0	1259,6	-	-	1,5*	-	-	-	TONELLO <i>et al.</i> (2018)
	-	-	9622,8	-	-	5012,2	1745,0	-	-	0,9*	-	-	-	
	-	-	4843,4	-	-	4717,6	1049,7	-	-	0,7*	-	-	-	
	-	-	6519,4	-	-	3047,7	-	-	-	1,2*	-	-	-	

Tabela 1 - Características de efluentes do processamento da mandioca.

														(Conclusão)
Localização da indústria	pH	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	COT (mg.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Açúcar total (mg.L ⁻¹)	AV (mg.L ⁻¹)	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	P (mg.L ⁻¹)	NT (mg.L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	Cianeto (mg.L ⁻¹)	SSS (mL.L ⁻¹)	Referência
Toledo (PR)	3,9-4,8	-	8152	-	-	2119	-	-	31	212	-	-	-	TORRES <i>et al.</i> (2017)
Toledo (PR)	4,1-4,8	1450	2240	-	1090- 1350	-	-	-	91,83	168*	-	16,4 - 23 (L)	-	TREVISAN <i>et al.</i> (2019)
Toledo (PR)	5,7	-	10300	-	-	-	2300	213,4	21,8	67,2	-	-	-	ZEMPULSKI <i>et al.</i> (2014)
Efluentes sem especificação quanto ao processamento da mandioca														
Nova Andradina (MS)	5,5	-	8488	-	-	-	-	-	47,3	180*	61,5	-	-	MARTINEZ- BURGOS <i>et al.</i> (2020)
Terra Roxa (PR)	5,4	-	5200	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	MEIER <i>et al.</i> (2020)
AL	4,3	-	43540	-	-	25610	-	-	-	2620	-	-	-	VILELA <i>et al.</i> (2017)

Fonte: Autor próprio

Legenda: DBO₅: Demanda bioquímica de oxigênio; DQO: Demanda química de oxigênio; COT: Carbono orgânico total; AV: Ácidos Voláteis; P: Fósforo; NT: Nitrogênio Total (*Nitrogênio Kjeldahl Total - NKT); N-NH₃: Nitrogênio Amoniacal; SSS: Sólidos suspensos sedimentáveis; L: Cianeto livre; T: Cianeto total.

A maioria dos trabalhos reportou o pH, o qual é um parâmetro prático de se medir e fundamental para a adoção de tratamentos, tanto físico-químicos quanto biológicos, para a disposição de efluentes tratados em corpos hídricos (VON SPERLING, 2014; MORAIS *et al.*, 2019). A legislação brasileira por meio do CONAMA estabelece como limite a faixa de pH de 5 a 9 para lançamento em corpos hídricos (BRASIL, 2011). Mais da metade das amostras de EPM apresentaram valores de pH abaixo de 5, enquanto nenhuma delas extrapolou o valor de 9. Os valores de pH geralmente inferiores a 7 são devidos à presença de ácidos orgânicos. Geralmente eles são reportados como ácidos voláteis (AV), ácidos graxos voláteis (AGV) ou acidez total (%). Adicionalmente, outro parâmetro que foi quantificado por alguns estudos é a alcalinidade, a qual representa a quantidade de íons em solução que neutralizam os íons de hidrogênio. Os bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos são os principais responsáveis pela alcalinidade de águas residuárias (DEZOTTI, 2008; VON SPERLING, 2014). Todavia, o CONAMA (2011) não apresenta nenhum limite de lançamento, tanto para os ácidos quanto para a alcalinidade, embora eles sejam relevantes para o tratamento do efluente.

A concentração de matéria orgânica observada para os efluentes é muito elevada, principalmente aqueles provenientes da produção de farinha, chegando a ser aproximadamente 150 vezes mais concentrado que o esgoto sanitário em termos de DBO₅, a qual em média é 300 mg.L⁻¹ (VON SPERLING, 2014). A DBO₅ é um indicador de concentração da matéria orgânica biodegradável. Sua determinação se baseia em quantificar o oxigênio necessário para oxidar a matéria orgânica carbonácea por decomposição microbiana aeróbia (VON SPERLING, 2014). Esse parâmetro foi reportado em menos de 30% das amostras. Para que um efluente possa ser lançado em corpos hídricos com base na DBO₅, o CONAMA exige uma remoção mínima no tratamento de 60% desse parâmetro, cujo valor pode ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração que comprove atendimento às metas de enquadramento do corpo hídrico receptor (BRASIL, 2011). Enquanto os órgãos ambientais estaduais exigem remoções mínimas de 30 a 95% ou concentrações máximas de 30 a 180 mg.L⁻¹, a depender de cada estado (MORAIS *et al.*, 2019).

Outro parâmetro importante é a DQO, a qual consiste na quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica biodegradável e não biodegradável (VON SPERLING, 2014). Das amostras consultadas, a DQO foi reportada para quase todas elas. Todavia, o CONAMA não exige concentração máxima,

muito menos remoção mínima de DQO para lançamento (BRASIL, 2011). Por outro lado, órgãos estaduais exigem concentrações máximas para DQO de 60 a 600 mg.L⁻¹ ou remoções mínimas de 60 a 90%, também a depender de cada estado (MORAIS *et al.*, 2019). De maneira geral, é possível verificar que a concentração de matéria orgânica, tanto baseada na DBO₅ quanto na DQO, está bem acima dos limites estabelecidos pelas legislações vigentes.

O COT é outra medida de concentração da matéria orgânica (VON SPERLING, 2014). Este parâmetro foi avaliado por uma pequena parte dos trabalhos aqui revisados, provavelmente por não ser exigido por nenhuma agência ambiental brasileira, além de ser uma análise que requer um equipamento relativamente caro, ao contrário da DBO₅ e DQO. Outro parâmetro analisado pelas fontes foi o açúcar total (ou carboidrato total). Também não há nenhuma agência ambiental que limite a concentração de carboidratos, embora eles sejam responsáveis, provavelmente, pela alta concentração de matéria orgânica desses efluentes.

A turbidez consiste no grau de interferência da passagem de luz pelo corpo hídrico e foi avaliado em poucos trabalhos. Embora não seja legislada para lançamento de efluentes, é um parâmetro importante, pois os sólidos suspensos podem interferir no metabolismo de organismos fotossintetizantes (VON SPERLING, 2014). Pelos poucos dados coletados, pode-se considerar o EPM como um efluente turvo. Embora já mencionada a forte coloração amarela, o parâmetro cor aparente foi reportado apenas por Santos (2016) em efluentes de fecularia, cujos valores variaram de 7040 a 11675 mg PtCo L⁻¹.

O fósforo foi avaliado em alguns trabalhos, sendo observada uma elevada variação na sua concentração. A resolução 430 do CONAMA diz que o órgão ambiental competente poderá definir padrões específicos em relação ao fósforo no caso de lançamento de efluentes em corpos receptores que apresentam floração de cianobactérias, em trechos onde tenha a captação para abastecimento público (BRASIL, 2011). Para o parâmetro nitrogênio amoniacal, uma das amostras de EPM apresentou o valor de 3200 mg.L⁻¹, ou seja, 160 vezes o valor permitido para descarte (20mg. L⁻¹). Para seis efluentes de um total de nove foram encontrados valores menores que o permitido. Nitrogênio total não é legislado, embora tenham sido verificadas concentrações elevadas, principalmente em manipueira, sendo o máximo valor reportado de 5100 mg.L⁻¹. No entanto, alguns dos trabalhos revisados reportaram equivocadamente a quantificação de nitrogênio total, pois de fato eles determinaram a

concentração de NKT, que consiste nas formas somadas de N amoniacal e orgânico, excluindo outras formas inorgânicas, como nitrito e nitrato (VON SPERLING, 2014).

O cianeto é um composto altamente tóxico, bem mais que a amônia, e qualquer efluente a ser descartado deve apresentar um valor inferior a $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ em cianeto total e $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ em cianeto livre (BRASIL, 2011). Praticamente todos os trabalhos que avaliaram cianeto, livre ou total, verificaram concentrações acima do permitido para lançamento. O cianeto é formado a partir da hidrólise de glicosídeos cianogênicos (linamarina e lotaustralina), atuando como defesa natural da mandioca. Essa alta concentração de cianeto é importante no seu aproveitamento como pesticida (ZEVALLOS *et al.*, 2018). Para o lançamento em corpos hídricos sua presença é um aspecto preocupante. Uma forma muito comum de eliminar o cianeto é por meio de sua evaporação do efluente por alguns dias (SILVA *et al.*, 2015).

Quanto à presença de sólidos, somente os suspensos sedimentáveis (SSS) são preconizados na resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011). Eles correspondem aos sólidos suspensos de um efluente que sedimentam em 1 hora em um cone *Inmhoff* (VON SPERLING, 2014). A concentração de SSS deve ser de até 1 mL.L^{-1} quando o efluente for lançado em corpos hídricos com circulação. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os SSS deverão estar ausentes (BRASIL, 2011). Das poucas fontes que reportaram esse parâmetro, todas apresentaram concentração superior ao máximo permitido.

Com exceção dos SSS (já reportados na tabela anterior), a série de sólidos para EMPs encontra-se na Tabela 2, sendo classificados em sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) ou sólidos dissolvidos totais (SDT), e sólidos voláteis totais (SVT) ou sólidos fixos totais (SFT). Os ST referem-se a todos os componentes da amostra que restaram após sua evaporação. As concentrações de ST apresentaram variação significativa entre as amostras. Ao comparar os efluentes de diferentes tipologias, percebe-se que aqueles provenientes de produção de farinha também têm maior concentração de sólidos que aqueles provenientes de extração de amido.

Os SFT correspondem à matéria inorgânica seca presente em águas residuárias, enquanto os SVT se referem à concentração de matéria orgânica seca. Por outro lado, os SST são aqueles retidos após uma etapa de filtração, ao contrário dos dissolvidos (SDT) que permanecem em solução (VON SPERLING, 2014). O conteúdo de SDT foi reportado poucas vezes e somente para efluentes de extração de amido, dificultando

uma melhor análise das amostras. Embora a concentração de sólidos em geral seja maior em manipueira, outros aspectos relevantes podem ser verificados. Com os dados dessa tabela foi possível calcular a razão SDT/ST de algumas amostras de efluente de fecularia. Todas as razões foram superiores a 0,87, indicando que a fração de sólidos dissolvidos é bem maior que a de sólidos suspensos. Quanto à razão SVT/ST, todos os valores calculados são bem maiores que o valor mínimo encontrado de 0,53, demonstrando que a maior parte dos sólidos seja de compostos orgânicos. Adicionalmente, as razões médias de SVT/ST calculadas para os dois tipos de efluentes foram iguais a 0,78. Boa parte destes refere-se provavelmente aos carboidratos. Essa maior fração de compostos orgânicos indica que tal efluente pode servir na alimentação animal como fonte de energia, assim como servir de substrato para a produção biotecnológica de combustíveis. Os componentes inorgânicos também são importantes, independente das duas formas citadas de aproveitamento do EPM, pois muitos deles são macro-micronutrientes essenciais para microrganismos.

Tabela 2 - Composição de sólidos do EPM gerado em casas de farinha e fecularias brasileiras.

							(Contínua)
ST (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	SDT (mg.L ⁻¹)	SVT (mg.L ⁻¹)	SFT (mg.L ⁻¹)	SDT/ST	SVT/ST	Referência
Effluente de produção de farinha (manipueira)							
43800	-	-	-	-	-	-	AMORIM (2015)
40200	-	-	36900	3300	-	0,9179	AMORIM (2015); AMORIM <i>et al.</i>
45500	-	-	41400	4100	-	0,9098	(2018)
57920	-	-	42270	15650	-	0,7297	ANDRADE (2019)
-	65630	-	-	-	-	-	ARAÚJO <i>et al.</i> (2012)
65773,5	-	-	47327	18446,5	-	0,7195	BARRETO <i>et al.</i> (2014)
-	8388	-	-	-	-	-	BATISTA (2014)
10312,5	-	-	6465,0	1998,6	-	0,6269	CARDOSO (2013)
52690	-	-	49950	2740	-	0,9479	CARRARO <i>et al.</i> (2018)
64750	-	-	49670	15080	-	0,7671	CHOGI <i>et al.</i> (2020)
58947	-	-	46587	12360	-	0,7903	MENDONÇA (2016)
92900	-	-	73400	19500	-	0,7900	MONTEIRO (2015)
35400	-	-	-	-	-	-	NEVES <i>et al.</i> (2016)
-	1230	-	-	-	-	-	
-	3830	-	-	-	-	-	NUNES (2015)
-	1370	-	-	-	-	-	
4450	-	-	3400	1050	-	0,7640	OLIVEIRA <i>et al.</i> (2017)
Effluentes de extração de amido							
7183	-	-	5089	2094	-	0,7084	
7084	-	-	5968	1116	-	0,8424	ANDREANI <i>et al.</i>
8750	-	-	7946	804	-	0,9081	(2015)
7562	-	-	6584	978	-	0,8706	

Tabela 2 - Composição de sólidos do EPM gerado em casas de farinha e fecularias brasileiras.
(Contínua)

ST (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	SDT (mg.L ⁻¹)	SVT (mg.L ⁻¹)	SFT (mg.L ⁻¹)	SDT/ST	SVT/ST	Referência
8625	-	-	7075	1550	-	0,8202	ANDREANI <i>et al.</i> (2015)
8841	-	-	7621	1220	-	0,8620	ANDREANI <i>et al.</i> (2019)
-	1226,3	-	-	-	-	-	ARAÚJO <i>et al.</i> (2018)
-	2070	-	-	-	-	-	
5930	-	-	4447,5	1482,5	-	0,75	CORBARI <i>et al.</i> (2019)
1290	-	-	1044,9	245,1	-	0,81	
6640	-	-	5330	1310	-	0,8027	DEVENS (2019)
6581	-	-	5151	1430	-	0,7827	FLECK <i>et al.</i> (2017; 2019)
9540	-	-	7510	2030	-	0,7872	KUCSMAN <i>et al.</i> (2011)
7900	-	-	6860	1210	-	0,8684	KUCZMAN <i>et al.</i> (2013)
9670	-	-	7865	1805	-	0,8133	LARSEN <i>et al.</i> (2013)
6480	-	-	5119	1361	-	0,7899	
7560	-	-	6199	1361	-	0,8199	
-	3540	-	-	-	-	-	OLIVEIRA <i>et al.</i> (2015)
8292,6	-	-	6859,7	1432,9	-	0,8272	PALMA <i>et al.</i> (2018a)
-	-	-	4700	-	-	-	PALMA <i>et al.</i> (2018b)
-	-	-	6500	-	-	-	
-	-	-	7300	-	-	-	
-	-	-	5800	-	-	-	
13400	-	-	9200	4200	-	0,6865	PINTO (2013)
6980	-	-	3860	3120	-	0,5530	PINTO <i>et al.</i> (2011)

Tabela 2 - Composição de sólidos do EPM gerado em casas de farinha e fecularias brasileiras
(Conclusão)

ST (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	SDT (mg.L ⁻¹)	SVT (mg.L ⁻¹)	SFT (mg.L ⁻¹)	SDT/ST	SVT/ST	Referência
4997	30	4947	-	-	0,9899		
6329	43	6286	-	-	0,9932	-	SANTOS (2016)
6770	667	6102	-	-	0,9013	-	
6890	115,4	6774,6	-	-	0,9832	-	
8184	-	-	-	-	-	-	SCHLLEMER (2013)
-	1000	-	936,4	-	-	-	
-	483,3	-	-	-	-	-	TONELLO (2017)
-	688,3	-	-	-	-	-	
-	282,7	-	-	-	-	-	
2886,8	365,9	2520,9	1957,1	929,7	0,8732	0,6779	
4863,1	311,4	4551,7	3427,8	1435,3	0,9360	0,7048	TONELLO <i>et al.</i> (2018)
2597,9	318,8	2279,1	1991,5	606,4	0,8773	0,7665	
-	180,9	-	-	-	-	-	
2832	-	-	2252	580	-	0,7951	TORRES <i>et al.</i> (2017)
7666	-	-	-	-	-	-	TREVISAN <i>et al.</i> (2019)
1,12%	-	-	1,03%	0,0009%	-	0,9196	ZEMPULSKI <i>et al.</i> (2013)
Efluentes sem especificação quanto ao processamento da mandioca							
5400	-	-	3500	1900	-	0,6481	MARTINEZ- BURGOS <i>et al.</i> (2020)
6,3%	-	-	5,9%	0,4%,	-	0,9365	MEIER <i>et al.</i> (2020)
8390	-	-	4520	3870	-	0,5387	VILELA <i>et al.</i> (2017)

Fonte: Autor próprio

Legenda: ST: Sólidos totais; SST: Sólidos suspensos totais; SDT: Sólidos dissolvidos totais; SVT: sólidos voláteis totais; SFT: Sólidos fixos totais.

Conforme mostra a Tabela 3, os EPMs contêm diferentes cátions, os quais dão respostas positiva indicados na determinação de SFT. A condutividade elétrica está ligada à concentração total de ânions e cátions, mobilidade, valência, concentrações relativas e à temperatura do efluente. A Legislação Federal não cita o parâmetro condutividade elétrica, mas estabelece concentrações máximas de diversos metais para o lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos os quais também constam da Tabela 3 (BRASIL, 2011). Apenas uma amostra de efluente apresentou concentração acima do permitido para o zinco, que é de 5 mg. L^{-1} estipulado pelo CONAMA (2011). Para menos da metade das amostras em que o ferro e o manganês foram quantificados os valores reportados estão acima do limite. O Cd e o Ni foram raramente quantificados, sendo que as concentrações estão abaixo do máximo permitido, enquanto apenas duas amostras apresentaram concentração de Cu acima do permitido. Comparando os efluentes de produção de farinha com aqueles de extração de amido, primeiro são mais concentrados para a maioria desses componentes, com exceção de Fe, Mn e S.

Ao contrário dos cátions, a presença de alguns ânions foi bem pouco reportada. Cloreto variou de 12,3 a 795 mg.L^{-1} , tendo sido analisado em seis amostras. Em quatro fontes o sulfato foi quantificado, tendo variado de 18,04 a 2205 mg.L^{-1} . Nitrato foi analisado somente em três trabalhos, sendo encontrados valores também bem discrepantes um do outro, 4 mg.L^{-1} (MARTINEZ-BURGOS *et al.*, 2020), 19 mg.L^{-1} (ARAÚJO *et al.*, 2019) e 407 mg.L^{-1} (ANDRADE, 2019). Nitrito foi somente quantificado por Andrade (2019), cuja concentração foi de apenas $0,58 \text{ mg.L}^{-1}$.

Devido a essas características, além da presença de N e P, alguns estudos mostraram que o efluente de produção de farinha pode ser utilizado como fertilizante, se aplicado em quantidades adequadas (BARRETO *et al.*, 2014; DUARTE *et al.*, 2012; MAGALHÃES *et al.*, 2014). A composição desse efluente vai ao encontro da Normativa nº 39 de agosto de 2018 que define parâmetros referentes a fertilizantes minerais destinados à agricultura (BRASIL, 2018). A manipueira possui os macronutrientes primários que podem compor um fertilizante, sendo eles: nitrogênio, fósforo e potássio. Adicionalmente, alguns macronutrientes secundários (cálcio, magnésio e enxofre), além de micronutrientes (boro, cloro, cobalto, cobre, ferro, manganês, molibdênio, níquel, selênio, silício e zinco) também são presentes. Entretanto, deve ser enfatizado que doses mais elevadas do efluente podem prejudicar o

desenvolvimento de plantas devido à elevada concentração de alguns nutrientes como o potássio (BARRETO *et al.*, 2014; DUARTE *et al.*, 2012).

Tabela 3 - Condutividade elétrica e composição em cátions e enxofre de efluentes do processamento de mandioca.

(Continuação)

Condutividade Elétrica (mS.cm ⁻¹)	K (mg.L ⁻¹)	Ca (mg.L ⁻¹)	Mg (mg.L ⁻¹)	Na (mg.L ⁻¹)	Fe (mg.L ⁻¹)	Mn (mg.L ⁻¹)	Cu (mg.L ⁻¹)	Ni (mg.L ⁻¹)	Zn (mg.L ⁻¹)	Cd (mg.L ⁻¹)	S (mg.L ⁻¹)	Referências
1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	SANTOS (2016)
-	779,1	245	222	199,5	21,4	2,3	0,7	0,98	5,2	0,045	-	SOUZA <i>et al.</i> (2015)
Efluente de extração de amido												
-	-	58	266	-	-	-	-	-	-	-	-	CORBARI <i>et al.</i> (2019)
-	-	182	52	-	-	-	-	-	-	-	-	
-	2.800	200	600	-	15	0,8	1	-	1,2	-	300	MESQUITA (2016)
0,6	-	-	151,5	-	-	-	-	-	-	-	-	PALMA <i>et al.</i> (2018a)
-	525	432	74	0,62	6,2	0,85	nd	nd	0,79	-	-	
-	493	365	83	0,46	9,1	0,81	nd	0,17	1,01	-	-	
-	418	501	73	0,48	1,5	0,35	nd	0,29	0,53	-	-	PALMA <i>et al.</i> (2018b)
-	531	416	38	0,54	8,8	0,39	nd	0,05	0,70	-	-	
1,5	313	13	50	14	0,13	0,14	0,06	-	0,29	-	32	PINTO (2013)

Tabela 3 - Condutividade elétrica e composição em cátions e enxofre de efluentes do processamento de mandioca.

												(Conclusão)
Condutividade Elétrica (mS.cm ⁻¹)	K (mg.L ⁻¹)	Ca (mg.L ⁻¹)	Mg (mg.L ⁻¹)	Na (mg.L ⁻¹)	Fe (mg.L ⁻¹)	Mn (mg.L ⁻¹)	Cu (mg.L ⁻¹)	Ni (mg.L ⁻¹)	Zn (mg.L ⁻¹)	Cd (mg.L ⁻¹)	S (mg.L ⁻¹)	Referências
-	469,9	40,4	31,7	318,8	20,4	1,0	0	-	2,1	-	-	
-	469,3	63,3	25,9	318,3	25,5	2,9	0	-	2,5	-	-	TONELLO (2017)
-	469,2	72,7	30,7	318,3	13,3	0,8	0	-	1,7	-	-	
-	469,1	72,7	20,8	318,8	33,4	2,5	0	-	3,2	-	-	
-	-	33	-	-	10,9	-	-	-	-	-	-	TORRES <i>et al.</i> (2017)
-	-	-	-	-	7,5	-	0,01	-	0,3	0,01	-	TREVISAN <i>et al.</i> (2019)
Efluente sem especificação quanto ao processamento da mandioca												
-	435,8	86,5	43,1	16,6	-	-	-	-	-	-	-	MARTINEZ-BURGOS <i>et al.</i> (2020)
-	-	-	-	-	15	1,0	1,0	2,0	5,0	0,2	-	CONAMA

Fonte: Autor próprio

Nota: nd: não detectado.

4.2 RELAÇÕES ENTRE PARÂMETROS DE ANÁLISE PARA OS EFLUENTES DE PROCESSAMENTO DA MANDIOCA

Conforme as características que um efluente costuma apresentar, pode-se direcionar qual ou quais tratamentos podem ser apropriados para que ele possa ser disposto na natureza ou reusado. Essa escolha leva em conta o tipo, grau de tratamento e o atendimento às legislações vigentes (DEZOTTI, 2008). A razão DBO_5/DQO (Tabela 4), também conhecida como índice de biodegradabilidade, indica a fração biodegradável da matéria orgânica em efluentes. Quando a razão apresenta valor acima de 0,4, pelo menos 40% da matéria orgânica é biodegradável, podendo então o efluente ser tratado biologicamente. Por outro lado, quando a razão é bem inferior a 0,15 indica que a fração de matéria orgânica biodegradável é muito baixa, sendo mais apropriado tratar o efluente por processos físico-químicos (VON SPERLING, 2014). Razões intermediárias, entre 0,15 e 0,4, podem indicar tanto processos biológicos quanto físico-químicos, necessitando avaliar outras características. Dos trabalhos revisados e que reportaram ambos os parâmetros, para 13 das 21 amostras de EPM foi verificada uma razão acima de 0,4 indicando que tratamentos biológicos devem ser indicados devido ao menor custo e boa eficiência perante as condições climáticas favoráveis no território brasileiro (VON SPERLING, 2014). Seis das amostras apresentaram razão intermediária, enquanto para somente duas foi verificada razão inferior a 0,15. Ao calcular a razão média para efluentes de produção de farinha e de extração de amido (0,48) sugere-se que os tratamentos biológicos sejam de fato os mais adequados para tratar estes efluentes.

Tabela 4 - Relação entre dados de matéria orgânica e nutrientes para os efluentes de processamento da mandioca.

(Contínua)

DBO ₅ /DQO	DBO ₅ :NT:P	DQO:NT:P	AV/ Alcalinidade	Referência
0,80	100:2,00*:nr	250:3,99*:nr	-	AMORIM (2015)
0,74	100:30:17,65	250:55,43:32,61	5,44	AMORIM (2015);
0,75	100:20:6,67	250:37,50:12,50	2,14	AMORIM <i>et al.</i> (2018)
-	-	250:nr:1,21	0,35	AMORIM <i>et al.</i> (2019)
0,36	100:8,84:0,61	250:8:0,55	33,98	ANDRADE (2019)
-	-	250:6,82*:nr	-	
-	-	250:6,32*:nr	-	
-	-	250:6,54*:nr	-	ANDREANI <i>et al.</i> (2015)
-	-	250:6,50*:nr	-	
-	-	250:5,35*:nr	-	
-	-	250:nr:0,48	7,21	ARAÚJO <i>et al.</i> (2012)
-	-	250:6,22*:nr	-	ARAÚJO <i>et al.</i> (2018)
-	-	250:5,84*:nr	-	
0,54	100:3,57:1,50	250:4,80:2,01	-	BARRETO <i>et al.</i> (2014)
0,36	100:26,96:0,57	250:23,97:0,51	-	BATISTA (2014)
0,66	100:16,54:0,33	250:27,26:0,54	-	CARDOSO (2013)
0,43	100:0,32*:0,73	250:0,35*:0,79	-	CARRARO <i>et al.</i> (2018)
-	-	250:3,19*:0,002	-	COSMANN (2015)
-	-	250:2,63*:0,71	-	CORBARI <i>et al.</i> (2019)
-	-	250:5,76*:0,87	-	
-	-	250:11,50:1,17	-	DANTAS <i>et al.</i> (2016)
0,23	100:17,64*:5,93	250:10,27*:3,45	-	FLECK <i>et al.</i> (2017; 2019)
-	-	250:0,007*:0,12	-	KUCZMAN <i>et al.</i> (2013)

Tabela 4 - Relação entre dados de matéria orgânica e nutrientes para os efluentes de processamento da mandioca.

(Contínua)

DBO ₅ /DQO	DBO ₅ :NT:P	DQO:NT:P	AV/ Alcalinidade	Referência
0,49	100:2,25*:nr	250: 2,76*:nr	-	
0,59	100:2,74*:nr	250:4,04*:nr	-	LEITE <i>et al.</i> (2016)
0,49	100:0,34*:nr	250:0,42*:nr	-	
-	-	250:0,012:nr	-	MACHADO <i>et al.</i> (2019)
-	-	250:nr:0,60	-	MAGALHÃES <i>et al.</i> (2014)
-	-	250:5,30*:1,39	-	MARTINEZ-BURGOS <i>et al.</i> (2020)
0,29	-	-	-	MONTEIRO (2015)
-	-	250:2,60*:1,67	-	NEVES <i>et al.</i> (2016)
-	-	250:3,70*:nr	-	
0,35	100:1,81*:nr	250:1,57*:nr	-	NUNES (2015)
0,10	-	-	-	
-	-	250:2,46:nr	-	OLIVEIRA <i>et al.</i> , (2015)
-	-	250:4,76:nr	-	OLIVEIRA <i>et al.</i> (2017)
-	-	-	2,75	PALMA <i>et al.</i> (2018a)
-	-	250:4,65*:nr	-	
-	-	250:5,08*:nr	-	
-	-	250:4,22*:nr	-	PALMA <i>et al.</i> (2018b)
-	-	250:2,90*:nr	-	
-	-	250:0,47:1,65	-	PINTO (2013)
0,85	100:2,95:0,34	250:6,29:0,73	-	PINTO e CABELLO (2011)
0,55	100:5,44*:nr	250:7,44*:nr	-	SCHLLEMER (2013)

Tabela 4 - Relação entre dados de matéria orgânica e nutrientes para os efluentes de processamento da mandioca.

				(Conclusão)
DBO ₅ /DQO	DBO ₅ :NT:P	DQO:NT:P	AV/ Alcalinidade	Referência
0,60	100:4,55*:1,23	250:6,80*:1,84	-	
0,13	100:4,4*:3,48	250:1,42*:1,12	-	SANTOS (2016)
0,16	100:15,53*:2,54	250:6,38*:1,04	-	
-	-	250:3,38*:nr	-	
-	-	250:0,001*:nr	-	TONELLO (2017)
-	-	250:0,06*:nr	-	
-	-	250:0,03*:nr	-	
-	-	250:0,06*:nr	-	
-	-	250:0,02*:nr	-	TONELLO <i>et al.</i> (2018)
-	-	250:0,04*:nr	-	
-	-	250:0,05*:nr	-	
-	-	250:6,50:0,95	-	TORRES <i>et al.</i> (2017)
0,65	100:11,59*:6,33	250:18,75*:10,25	-	TREVISAN <i>et al.</i> (2019)
		250:15,04:nr		VILELA <i>et al.</i> (2017)
-	-	250:1,63:0,53	10,78	ZEMPULSKI <i>et al.</i> (2014)

Fonte: Autor próprio

Nota: *Cálculo baseado em NKT; nr – não reportado.

O N e o P são nutrientes presentes em muitos efluentes. Os EPMS possuem elevada concentração de ambos, sendo um interessante meio de cultivo para microalgas, as quais podem tratar o efluente e a biomassa algácea que se acumula pode ser usada como matéria-prima para geração de um produto biotecnológico de interesse (CARTAS, 2018; CARVALHO *et al.*, 2018). A avaliação desses nutrientes é também importante, pois a manutenção dos microrganismos em tratamentos biológicos depende de quantidades mínimas dos mesmos. Por outro lado, além de matéria orgânica, sólidos e cianeto, a remoção de nutrientes também é requerida para evitar problemas de

eutrofização no corpo hídrico receptor (VON SPERLING, 2014). Se o efluente bruto possui baixas concentrações de nutrientes em relação ao conteúdo de matéria orgânica, para que ele seja tratado biologicamente é necessária a suplementação, como ocorre comumente para efluentes provenientes de indústrias têxteis e de celulose e papel (ASHRAFI *et al.*, 2015; RAMOS *et al.*, 2020; TILHA *et al.*, 2019). A relação entre matéria orgânica e nutrientes pode indicar o tipo de tratamento biológico mais adequado, aeróbio ou anaeróbio, além da necessidade ou não de suplementação. Caso a relação $DBO_5:N:P$ seja em torno de 100:5:1, são indicados os processos aeróbios. Para o tratamento de efluentes por processos anaeróbios usa-se outra relação, $DQO:N:P$ igual a 250:5:1 (SANT'ANNA Jr, 2011). Essas relações não foram calculadas para todas as amostras, assim como para algumas delas apenas uma das relações foi possível fazer o cálculo, embora tenha faltado ainda algum dos nutrientes. Como resultado dessa análise, a maioria das amostras apresenta concentração mínima de nutrientes requerida em relação à concentração de matéria orgânica, tanto para processos aeróbios quanto anaeróbios. Dessa forma, dispensa-se a suplementação para que o EPM seja tratado biologicamente. Mesmo baseado no NKT, ainda sim algumas amostras apresentaram concentração mínima relativa de N, enquanto outras não (efluentes de farinha apresentaram valor mínimo $3,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e valor máximo de 2050 mg.L^{-1} e efluentes extração de amido valor mínimo de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e máximo de 719 mg.L^{-1}). Por outro lado, concentrações bem acima do mínimo requerido podem ser preocupantes, caso o tratamento biológico aplicado não remover apropriadamente os nutrientes.

A escolha do tipo de tratamento biológico, (aeróbio ou anaeróbio), também vai depender da sua eficiência, custo energético e da geração de resíduos/subprodutos. Processos aeróbios são mais efetivos, geralmente atendem à legislação vigente, mas demandam muita energia devido à aeração artificial para oxidação de matéria orgânica, além de gerar uma grande quantidade de lodo, o qual deve ser tratado e disposto apropriadamente (VON SPERLING, 2014). Processos anaeróbios apresentam menor eficiência na remoção de matéria orgânica, porém requerem menos mão de obra, dispensam aeração e promovem baixa geração de lodo, o qual inclusive já está estabilizado. Biogás é um subproduto do tratamento, o qual deve ser queimado, pois é rico em metano, um gás de efeito estufa muito mais potente que o CO_2 (VON SPERLING 2014). Por outro lado, a queima do biogás pode também gerar energia térmica, a qual inclusive é aproveitada por algumas fecularias no país (GUIMARÃES *et al.*, 2017). Todavia, a utilização do biogás como fonte alternativa de energia é

dependente da sua concentração em metano, o que justifica sua purificação prévia para a remoção de sulfeto de hidrogênio e dióxido de carbono (ANGELIDAKI *et al.*, 2018; IOVANE *et al.*, 2014). Assim, considera-se que o grau de pureza do biogás condicionará a utilização deste para diversos fins, como fonte de aquecimento, geração combinada de calor e energia ou combustível veicular (SURENDRA *et al.*, 2014), produção de vapor, além de poder servir de matéria-prima base para a indústria (HOLM-NIELSEN *et al.*, 2009).

A literatura tem reportado uma predominância em tratar de forma experimental os EPMS anaerobicamente, pois além do biogás e da menor geração de lodo (o qual pode ser usado como biofertilizante), a alta concentração de matéria orgânica demandaria muita energia na aeração para sua oxidação, principalmente ao tratar a manueira, a qual é mais concentrada. Para isso, a verificação da alcalinidade é outro aspecto importante, visto que pequenas reduções do pH devido aos ácidos orgânicos gerados na etapa fermentativa da decomposição anaeróbia de matéria orgânica devem implicar no consumo de alcalinidade, diminuindo a capacidade tamponante do meio (AMORIM *et al.*, 2018; ANDRADE, 2019; PALMA *et al.*, 2018a). Com isso o pH tende a ser reduzido devido ao acúmulo de ácidos, comprometendo a atuação dos microrganismos acetotróficos e subsequentemente os metanogênicos (AQUINO *et al.*, 2005). Sant'Anna Jr. (2011) menciona que alguns autores recomendam um monitoramento na razão entre ácidos voláteis e alcalinidade total (AV/AT) durante a operação de um reator anaeróbio, e que os valores estejam no intervalo de 0,06 a 0,2, expressos em termos de concentração. Para os poucos EPMS em que foi possível calcular a razão AV/AT os valores obtidos são acima de 0,2, o que pode comprometer o tratamento anaeróbio e a produção de biogás. Dessa forma, pesquisadores brasileiros têm elevado a alcalinidade de EPMS, para tratá-los anaerobicamente, por meio de suplementação com insumos como o bicarbonato de sódio como Amorim *et al.* (2018) e OLIVEIRA *et al.* (2017), hidróxido de sódio de acordo com Fleck *et al.* (2017), ou materiais alcalinizantes de baixo custo (ANDRADE, 2019; PALMA *et al.*, 2018b).

Na Tabela 5 estão apresentadas as faixas, médias e desvios padrão de algumas características dos EPMS. As faixas são amplas tanto para efluentes de casas de farinha quanto para aqueles de fecularias, mostrando que a composição é bem variada, devido à origem e principalmente ao processamento da mandioca (CARVALHO *et al.*, 2018). Valores de desvio maiores que a média para alguns parâmetros também indicam a extensão da variabilidade dos dados reportados na literatura.

Ao comparar as características dos efluentes de produção de farinha com os efluentes de extração de amido, geralmente os primeiros são mais concentrados em poluentes, tendo em vista a inclusão de água no processo de extração do amido, causando um efeito de diluição. As médias de DQO e DBO₅ para os efluentes de produção de farinha são aproximadamente 3 e 5 vezes maiores em relação aos efluentes de extração de amido. O pH é geralmente menor no efluente de produção de farinha de mandioca.

Tabela 5 - Variabilidade da composição dos efluentes de processamento de mandioca.

Parâmetros	Faixa	Média	Desvio padrão	Número de amostras
Efluente de produção de farinha (manipueira)				
pH	3,4 – 6,8	-	-	30
DBO ₅ (mg O ₂ .L ⁻¹)	1968 - 44624	20523	11677,2	11
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	14043,2 - 141030	57943,6	35476,9	26
COT (mg.L ⁻¹)	2580,3 - 5782,2	4181,2	2264,1	2
ST (mg.L ⁻¹)	103,3 -92900	44057,4	16611,6	12
SST (mg.L ⁻¹)	1230 - 65630	16089,6	27844,8	5
SDT (mg.L ⁻¹)	-	-	-	0
SVT (mg.L ⁻¹)	75,8 - 73400	36131,3	23055	10
SFT (mg.L ⁻¹)	27,5 - 19500	8568,4	7604,8	10
Turbidez (NTU)	1148 - 1524	1385,7	206,7	3
AV (mg.L ⁻¹)	25 - 11700	4744,8	3385,3	11
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	72 – 1623,6	858,5	754,2	6
P (mg.L ⁻¹)	0,4 - 3000	481,6	723,6	16
NT (mg.L ⁻¹)	425,3 – 5100	2353,7	1343,8	10
NKT (mg.L ⁻¹)	3,3 – 2050	591,9	658,8	9
Efluente de extração de amido				
pH	3,9 – 7,2	-	-	41
DBO ₅ (mg O ₂ .L ⁻¹)	1000 - 31900	6819,5	9541,5	10
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	2240 - 65000	11141,4	9061	44
COT (mg.L ⁻¹)	1556 - 4160	3086	917,8	7
ST (mg.L ⁻¹)	1290 - 13400	6868,7	2473,8	29
SST (mg.L ⁻¹)	30 - 3540	754,9	940,6	15
SDT (mg.L ⁻¹)	2279,1 – 6774,6	4780,2	1799,6	7
SVT (mg.L ⁻¹)	936,4 - 9200	5355,3	2243,9	27
SFT (mg.L ⁻¹)	245,1 - 4200	1468,2	854,2	22
Turbidez (NTU)	212 – 2939	1439,4	1002,7	5
AV (mg.L ⁻¹)	373,9 - 2300	1225	713,6	6
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	76,6 – 309,5	191	87,7	6
P (mg.L ⁻¹)	7,1 – 400	66,4	103	13
NT (mg.L ⁻¹)	13,4 – 3300	790,5	1409,3	5
NKT (mg.L ⁻¹)	0,1 - 719	151,4	147,9	33

Fonte: Autor próprio

4.3 TRATAMENTOS CONVENCIONAIS PARA O EPM NO BRASIL

Alguns dos trabalhos consultados nesse levantamento da literatura reportaram os tratamentos convencionais onde o EPM foi coletado para pesquisa. Tais tratamentos são apresentados na Tabela 6. Na maioria das indústrias o efluente é tratado em lagoas de estabilização. Esse tipo de tratamento é simples e de baixo custo, mas requer grandes áreas, sendo usadas uma ou mais lagoas em série (VON SPERLING, 2014). Nas primeiras lagoas predomina anaerobiose, desde que a concentração de matéria orgânica biodegradável é alta e a aeração natural não fornece o O₂ suficiente. Nesse tipo de lagoa o biogás gerado é emitido diretamente na atmosfera. Para as lagoas subsequentes, com menor concentração de matéria orgânica, pode haver mecanismos de degradação tanto aeróbios quanto anaeróbios (DEZOTTI, 2008).

Algumas fontes não detalharam a quantidade de lagoas utilizadas. Após tratamento, o efluente é descartado no solo (infiltração direta) e isso de certa forma é apropriado para proteger os cursos d'água, além de prover nutrientes para a vegetação (PINTO, 2013). É interessante destacar que algumas fecularias utilizam lagoas cobertas com uma manta, os chamados biodigestores, os quais permitem recuperar o biogás, minimizando sua emissão. Certas fecularias costumam aproveitá-lo por meio de sua combustão para geração de calor nas caldeiras, ao invés de depender exclusivamente de lenha (GUIMARÃES *et al.*, 2017). Vale ressaltar que outros processos anaeróbios, como o reator UASB tem sido bastante avaliado experimentalmente para tratar EPMs devido à sua eficiência e possibilidade de recuperar o biogás para ser queimado e gerar energia (AMORIM, 2015, AMORIM *et al.*, 2018).

A caracterização de efluentes tratados é relevante para verificar a eficiência das lagoas e dos biodigestores, se eles atendem ou não à legislação para lançamento em corpos hídricos e para se ter uma ideia de suas características quanto ao eventual descarte no solo. Dados de EPMs convencionalmente tratados foram raramente reportados na literatura. Leite *et al.* (2016) caracterizaram efluentes tratados em biodigestores de três diferentes indústrias de extração de amido. Os dados de DBO₅, cianeto, pH, temperatura atenderam a legislação federal. Para apenas uma das indústrias seu efluente tratado não atendeu à concentração máxima de SSS, enquanto para todas elas a concentração de amônia apresentou valores acima de 60 mg.L⁻¹, bem acima do permitido para lançamento. É sabido que processos anaeróbios não são efetivos para a remoção de nitrogênio, requerendo uma etapa de polimento (VON SPERLING, 2014).

Baseado nesse aspecto, Fleck *et al.* (2019) avaliaram um reator em batelada aerado de bancada para tratar um efluente de extração de amido pré-tratado anaerobicamente. Sob condições otimizadas de polimento, os autores verificaram uma remoção quase completa de amônia após 24 h e quase 25% de nitrificação do efluente após 40 h.

Tabela 6 - Tipos de tratamento empregados nas indústrias de processamento da mandioca.

Indústria	Localização	Tratamentos	Referências
Podium Alimentos	Paranaíba (PR)	Seis lagoas em série: Duas lagoas de estabilização anaeróbias cobertas (biodigestores), uma lagoa de estabilização facultativa, três lagoas de estabilização aeróbias	CARTAS (2018)
Amidonaria C. Vale	Assis Chateaubriand (PR)	Lagoa de estabilização anaeróbia coberta (Biodigestor)	GUIMARÃES <i>et al.</i> (2017)
Amidos Pasquini	Cianorte (PR)		
Alimentos do Zé	Nova Esperança (PR)		
Não informada	Ibirarema (SP) São Pedro do Turvo (SP) Palmital (SP)	Biodigestor anaeróbio em modo contínuo (lagoa coberta)	LEITE <i>et al.</i> (2016)
Fecularia Panero	Nerópolis (GO)	Lagoas de estabilização	MESQUITA (2016)
Não informada	PR	Lagoas	SANTOS (2016)
Não informada	PR	Lagoa de estabilização	SCHLLEMER (2013)
Produtores de farinha	Santarém (PA)	Descarte direto no solo ou evaporação de cianeto por três dias seguido de fertirrigação	SILVA <i>et al.</i> (2015)
Não informada	Toledo (PR)	Lagoas	TONELLO (2017)

Fonte: Autor próprio

4.4 OBTENÇÃO DE MODELOS PREDITIVOS BASEADOS NAS CARACTERÍSTICAS DE EFLUENTES DO PROCESSAMENTO DA MANDIOCA

Conforme mencionado anteriormente, para quantificar DBO_5 são necessários no mínimo cinco dias para a análise da amostra, enquanto a DQO pode ser obtida em até três horas (DEZOTTI, 2008). A fim de facilitar a caracterização do EPM e o monitoramento do seu tratamento tentou-se encontrar uma correlação linear para possibilitar estimar a DBO_5 a partir da DQO. Segundo Silva e Mendonça (2003), tal correlação reduz custos operacionais devido à DQO ser uma análise mais rápida, auxilia na tomada de decisões sobre medidas de correção operacional, além de permitir a definição de parâmetros de projeto. Caso o coeficiente de correlação linear seja igual ou superior a 0,8, ele é considerado elevado. Se for entre 0,5 e 0,8 ele é moderado, enquanto para valores inferiores é considerado fraco (SANTOS, 2007). Estudos recentes buscaram correlações entre estes e outros parâmetros físico-químicos para efluentes industriais como uma forma de estimar um parâmetro relevante, mas mais complexo de ser obtido, a partir de outro mais prático. Por exemplo, Liang *et al.* (2018) verificaram correlações lineares significativas entre DQO e toxicidade para efluentes de quatro indústrias têxteis da China, obtendo valores de R^2 superiores a 0,82. Por outro lado, Ramos *et al.* (2020) obtiveram coeficientes moderados ao confrontar valores de DQO e DBO_5 para efluentes de indústria têxtil (0,6737) e de lavanderia industrial têxtil (0,6055) brasileiras. Correlações lineares para estimar DBO_5 a partir de DQO com valores de R^2 acima de 0,8 têm sido obtidas para esgotos de cidades brasileiras (SILVA e MENDONÇA *et al.*, 2003; BUDEIZ e AGUIAR, 2020). Dubber *et al.* (2010) obtiveram correlações lineares acima de 0,9 para $DQO \times DBO_5$ e $DQO \times SST$ para efluentes coletados em estações de tratamento da Irlanda.

Na Tabela 7 são apresentadas diferentes tentativas de correlação linear entre os dados de concentração de matéria orgânica entre si e com outros parâmetros físico-químicos para os EPMs. Foi verificada uma forte correlação, acima de 0,8, entre DQO e DBO_5 , cujos dados são bem variados, garantindo uma maior confiabilidade da correlação obtida (Figura 6). Dessa forma, é possível estimar a DBO_5 , bem menos reportada nos trabalhos consultados, a partir da DQO. Uma correlação mais significativa foi observada entre DQO e SST; no entanto, como um dado está discrepante dos demais, ele tende a uma correlação linear forçada, pois existe apenas um ponto diferente dos demais. Uma correlação significativa foi também observada

entre DBO₅ e SDT, mas a quantidade de amostras que apresentou ambos parâmetros foram muito baixo, também inaceitável. A DBO₅ ainda apresentou correlações moderadas com ST e SFT, enquanto para a DQO foram observadas correlações moderadas com turbidez, ST, SVT e SFT.

Tabela 7 - Correlações entre concentração de matéria orgânica (DQO ou DBO₅) e outros parâmetros físico-químicos para efluentes do processamento da mandioca.

(Continuação)

Parâmetros	Equação	R ²	Nº de amostras
DQO × DBO ₅	$Y = 0,3732X + 2392,9$	0,8133	21
DBO ₅ × COT	$Y = 0,0001X + 3537,9$	0,000002	6
DBO ₅ × Turbidez	$Y = -0,0098X + 1638,5$	0,0041	4
DBO ₅ × Açúcar total	$Y = 0,2184X + 10063$	0,0227	4
DBO ₅ × AV	$Y = 0,2230X + 1429,9$	0,3456	5
DBO ₅ × Alcalinidade	$Y = 0,0209X + 349,5$	0,1507	7
DBO ₅ × ST	$Y = 1,8100X + 3776,5$	0,7470	15
DBO ₅ × SST	$Y = 0,3673X + 418,4$	0,4754	5
DBO ₅ × SDT	$Y = -1,8327X + 8096,7$	0,9990	3
DBO ₅ × SVT	$Y = 1,3049X + 6182,1$	0,4830	9
DBO ₅ × SFT	$Y = 0,50002X - 2884,9$	0,7006	9
DQO × COT	$Y = -0,0052X + 3430,2$	0,0134	9
DQO × Turbidez	$Y = 0,1665X - 325,6$	0,6235	8
DQO × Açúcar total	$Y = 0,3213X + 1999,8$	0,5143	30
DQO × AV	$Y = 0,0642X + 1225,7$	0,4619	16
DQO × Alcalinidade	$Y = 0,0069X + 323$	0,2205	11
DQO × ST	$Y = 0,7095X + 1562,1$	0,7020	42
DQO × SST	$Y = 0,4500X - 4386,2$	0,9051	20
DQO × SDT	$Y = 0,1673X + 3728,4$	0,0389	7
DQO × SVT	$Y = 0,5523X + 840,6$	0,6642	39

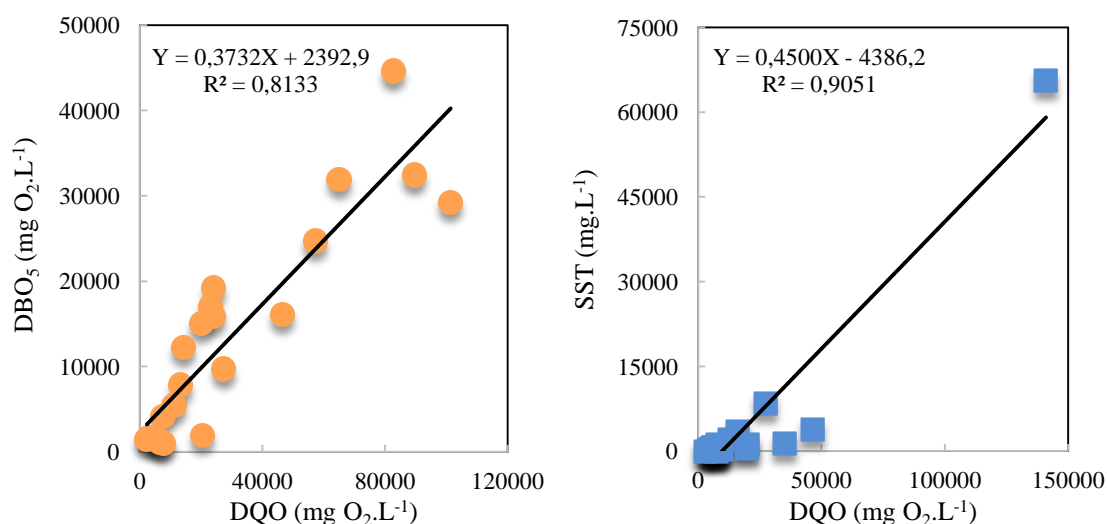
Tabela 7 - Correlações entre concentração de matéria orgânica (DQO ou DBO₅) e outros parâmetros físico-químicos para efluentes do processamento da mandioca.

(Conclusão)

Parâmetros	Equação	R ²	Nº de amostras
DQO × SFT	$Y = 0,1643X - 397,9$	0,7595	34

Fonte: Autor próprio

Figura 6 - Correlação linear entre DQO × DBO₅ e DQO × SST a partir de amostras de efluentes do processamento da mandioca gerados por indústrias brasileiras



Fonte: Autor próprio

4.5 PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEIS A PARTIR DE EPMs

Nas tabelas 8, 9, 10 e 11 estão apresentados os dados de produção de biocombustíveis como bio-hidrogênio, bioetanol, biobutanol e biogás respectivamente, informando a origem do resíduo e alguns aspectos de rendimento.

4.5.1 Bio-hidrogênio

Os processos biotecnológicos para produção de bio-hidrogênio podem ser por meios de processos fermentativos ou fototróficos (TAVARES *et al.*, 2016). Na Tabela 8 constam os principais resultados de pesquisas que avaliaram a produção de bio-

hidrogênio a partir de EPMs. Diferentes tipos de reatores têm sido avaliados, e em alguns trabalhos o EPM foi misturado com outros resíduos agroindustriais para que ambos fossem convertidos em bio-hidrogênio. Em Amorim (2012), suas pesquisas apontaram viabilidade na produção do hidrogênio por fermentação e apresentaram rendimento máximo de 3,5 mol H₂/mol de glicose a uma taxa de conversão de manipueira de 88% em pH 4,9 (AMORIM, 2012). Em Amorim *et al.* (2014), eles avaliaram a produção simultânea de hidrogênio e etanol em um reator anaeróbio de leito fluidizado. O rendimento de hidrogênio variou de 0,31-1,91 mol H₂/mol de glicose (TDH de 8 e 2 h) e a produção de etanol foi de apenas 1,87% (TDH de 2 h). (AMORIM *et al.*, 2014). Em Batista *et al.* (2014) foi possível observar a produção de hidrogênio e metano utilizando o efluente da suinocultura e suplementando com manipueira em reatores anaeróbios, cuja maior produção foi de 12,11 ± 3,49 mL CH₄/l.h em 24 horas. No trabalho evidenciou-se que quanto maior o percentual de efluente suinocultura e menor o de manipueira ocorria à diminuição de carboidratos e produzia menos hidrogênio. Nos experimentos de Nunes *et al.* (2016) foi utilizado um reator anaeróbio de leito fixo (RALF) operado sob aumento progressivo da taxa de carregamento orgânico (NUNES *et al.*, 2016). Andreani (2012) avaliou reatores de leito fixo e fluxo ascendente na digestão anaeróbia para a produção biológica de hidrogênio e foi possível produzir biogás com percentuais de hidrogênio de até 29%. Em Andreani *et al.* (2015) suas pesquisas basearam-se em processos de fermentação com eficiências de remoção superiores a 80% de DQO, e a produção máxima de hidrogênio foi de 1,0 ± 0,48 e 1,1 ± 0,68 Ld⁻¹.L⁻¹(ANDREANI *et al.*, 2015). Em Torres *et al.* (2017) utilizou-se reatores de leito fixo com hastes de bambu e o efluente da mandioca como substrato, sendo possível a produção simultânea de etanol e hidrogênio (TORRES *et al.*, 2017).

Em Andreani *et al.* (2019) foi feita uma avaliação com reator anaeróbio e foi verificada a produção de hidrogênio a partir de todos os inóculos (culturas mistas de águas residuais naturalmente fermentadas e lodo anaeróbico tratado termicamente) avaliados, a maior produtividade de hidrogênio obtida foi de 2,4 LH₂ L⁻¹ d⁻¹ e rendimento de 11,7 molH₂ kg⁻¹ carboidratos. Na pesquisa de Corbari *et al.*, (2019) observou-se a produção biológica de hidrogênio, a partir de um reator anaeróbio de leito fixo e obteve rendimento de hidrogênio de 0,2 a 0,3 molH₂.mol⁻¹ e metano presente no biogás após 20 dias. Em Batista *et al.* (2017) avaliou-se a produção de bio-hidrogênio e metano por meio da codigestão de manipueira e dejetos suínos e concluiu-se que a utilização do efluente da mandioca favoreceu a produção de hidrogênio em reator

anaeróbio de leite fluidizado sequenciado de um reator anaeróbio de leite fixo com maior rendimento obtido no TDH para 12 horas na ordem de 1,90 mL CH₄/g DQO. (BATISTA *et al.*, 2017).

Tabela 8 - Levantamento dos estudos sobre a produção de bio-hidrogênio a partir de EPMs.

(Continuação)

Tipo de resíduo	Característica	Referência
Efluente de casas de farinha (manipueira)		
Águas residuária de suínos e manipueira (10% v/v)	O maior rendimento (48%) foi obtido em 2 h de fermentação.	AMORIM <i>et al.</i> (2014)
Efluentes da suinocultura suplementados com manipueira de propriedades rurais (1:1)	As maiores produções de metano foram obtidas no TDH de 24 horas com valores na ordem de 12,11±3,48 CH ₄ /l.h. A redução do TDH para 12 horas resultou em uma menor produção de metano, 5,37 ±3,48 ml CH ₄ /l.h, e uma otimização no rendimento.	BATISTA (2014)
Manipueira diluída e suplementada com nutrientes (Diluída até concentração 4000mg/L ⁻¹ de DQO)	Rendimento máximo da 41,5%. A produção máxima foi no TDH de 1 h, atingindo o valor de 0,01 L H ₂ h L ⁻¹ .	NUNES <i>et al.</i> (2016)
Efluentes de fecularia		
Puro	A produção máxima de hidrogênio no reator com bambu foi de 2,9 L.d ⁻¹ em TDH 4 h e de 2,2 L ⁻¹ .d ⁻¹ no reator com polietileno em TDH de 3 h.	ANDREANI (2012)
Puro	A maior taxa de produção (1,1 L d ⁻¹) foi obtida com aplicação da taxa de carregamento orgânico de 35 g L ⁻¹ d ⁻¹ em 3 h.	ANDREANI <i>et al.</i> (2015)
Puro	O rendimento de hidrogênio foi favorecido para o arranjo de hastes de bambu (0,86 e 0,31 mmol H ₂ .mol em Reator 2 e Reator 4 respectivamente)	TORRES <i>et al.</i> (2017)
Puro	O rendimento máximo de hidrogênio em relação ao carboidrato total aplicado e removido foi inferior a 4 molH ₂	TONELLO <i>et al.</i> (2018)
Puro	A maior produtividade de hidrogênio (2,4 L ⁻¹ .d ⁻¹) e rendimento (11,7 molH ₂ kg ⁻¹)	ANDREANI <i>et al.</i> (2019)
Efluente de fecularia	Rendimento de hidrogênio: de 0,2 a 0,3 mol H ₂ .mol ⁻¹ Carb. A produção de hidrogênio diminuiu após 10 dias de operação quando a taxa de carga orgânica específica atingiu valores reduzidos (<1 gCarb.g ⁻¹ .d ⁻¹), que prejudica a produção de hidrogênio.	CORBARI <i>et al.</i> (2019)

Tabela 8 - Levantamento dos estudos sobre a produção de bio-hidrogênio a partir de EPMs.

(Conclusão)

Tipo de resíduo	Característica	Referência
Efluentes sem especificação quanto ao processamento da mandioca		
Puro	Um rendimento máximo de hidrogênio de 2,0 mmol g ⁻¹ COD e uma produção máxima de hidrogênio de 2,1 L H ₂ d ⁻¹ L ⁻¹ foram alcançados com OLRs de 10 kg DQO m ⁻³ d ⁻¹ e 14 kg DQO m ⁻³ d ⁻¹	ROSA <i>et al.</i> (2016)
Efluentes de suinocultura e manipueira (25% dejetos suínos/25% manipueira/50% H ₂ O)	A produção máxima de H ₂ ocorreu com 25% de manipueira, 25% de dejetos suínos e o restante de água, sendo produzido 1,13 mol de H ₂ mol ⁻¹ de glicose. Obtido no TDH para 12 horas na ordem de 1,90 mL CH ₄ /g DQO.	BATISTA <i>et al.</i> (2017)

Fonte: Autor próprio

4.5.2 Bioetanol

Para ser obtido a partir do EPM, este deve passar por processos como a hidrólise do amido, para obter a glicose. A Tabela 9 contém alguns resultados sobre a produção do etanol a partir do EPM.

Tabela 9 - Levantamento dos estudos sobre a produção de bioetanol a partir de EPM.

Tipo de resíduo	Resultado	Referência
Efluente de casas de farinha (manipueira)		
Puro	Rendimento de etanol variou de 3,14 a 4,08% (v/v).	SUMAN <i>et al.</i> (2011)
Puro	A produção de álcool 70% pode chegar a 417,6 L.dia ⁻¹ a partir de 6000 L de manipueira. O custo com energia elétrica pode chegar a 246,71 R\$/dia e a receita adquirida com o álcool 70% produzido em um dia pode ser considerado como aproximadamente R\$ 19.293,12	SANTANA <i>et al.</i> (2017)
Puro	85% em massa de etanol	MELO (2017)
Efluente de mandioca com pH ajustado com NaOH	Com <i>C. beiejrincii</i> o rendimento de 2647,9 mg L ⁻¹ simultânea, à produção de butanol.	CHOGI <i>et al.</i> (2020)

Fonte: Autor próprio

No estudo de Suman *et al.* (2011) foi feito uma otimização com delineamento fatorial onde as porcentagens menores de levedura e temperaturas mais brandas de fermentação foram mais favorável ao processo. Em Santana *et al.* (2017) verificou-se produção de álcool 70% e etanol anidro chegando a um rendimento de 100%. Em Melo (2017), eles obtiveram resultados na produção de etanol partindo de um processo de hidrólise enzimática e fermentação, onde obteve-se um etanol de pureza 99,1%. Em Chogi *et al.* (2020), utilizando o EPM como fonte de carbono através de processo fermentativo por *Clostridium beijerinckii* foi possível a produção simultânea de etanol e butanol.

4.5.3 Biobutanol

Em Chogi *et al.* (2020), eles sugeriram que o efluente da mandioca pode ser utilizado nos processos fermentativos produzindo o butanol além do etanol e ácidos orgânicos. Em Silva (2019) não houve eficiência na produção de ácido butírico, pois nos diversos ensaios os resultados não foram significativos, porém quando utilizado como substrato obteve-se a produção de ácido láctico. Com a utilização da bactéria *Clostridium beijerinckii* obteve-se maior produção de butanol (1,03 g L⁻¹) e etanol (2,31 g L⁻¹).

Tabela 10 - Levantamento dos estudos sobre a produção simultânea de biobutanol e bioetanol a partir de EPM

Tipo de resíduo	Característica	Referência
Manipueira	<i>C. beiejrincii</i> obteve produção de etanol e butanol 2647,9 mg L ⁻¹ e 1131,7 mg L ⁻¹ , respectivamente.	CHOGI <i>et al.</i> (2020)
Manipueira	A concentração média de etanol foi de 0,55±0,34 g .L ⁻¹ . Em relação à produção de butanol, durante as 60 primeiras horas não foi possível sua detecção e com 72 h a concentração atingida foi de 0,69 g L ⁻¹ , com decréscimo na concentração em 84 h para 0,58 g L ⁻¹ e permanecendo estável até 96 h de fermentação	SILVA (2019)

Fonte: Autor próprio

4.5.4 Biogás

O biogás é o produto da conversão microbiológica anaeróbia de resíduos e efluentes (FERRAREZ *et al.*, 2020). O biogás é um combustível que pode ser destinado à produção de eletricidade, além da substituição de combustíveis fósseis no caso o gás natural veicular (GNV), pelo uso do biometano proveniente da purificação do biogás. Em Monteiro (2015) avaliou-se o processo de digestão anaeróbia a partir do efluente da mandioca por lodo de uma ETE e concluiu que a manipueira *in natura* 80% foi mais eficiente que outros que utilizaram 70% e 30% da manipueira *in natura*. Obtendo a maior produção na geração de biogás rico em CH₄ num menor período de tempo, com resultados de produção que chegaram a 81,41%. Quando as enzimas foram adicionadas ao processo agiram diretamente no fator tempo, fazendo com que os sistemas atingissem mais rapidamente seu auge produtivo de metano, embora nem sempre melhorou o rendimento da biodigestão (MONTEIRO, 2015). Em Peres *et al.* (2019) a produção de biogás com alta concentração de metano atingiu 81,41% mol/mol em 48 dias de fermentação (PERES *et al.*, 2019). Em Kuczman *et al.* (2011) avaliou-se a produção de biogás aumentando cargas orgânicas e volumes de alimentação o que fez diminuir o TRH. Os autores concluíram que quanto menor o TRH maior foi produção de biogás (KUCZMAN *et al.*, 2011). Em um outro trabalho do mesmo grupo utilizou-se um reator anaeróbio tubular horizontal piloto com peças de bambu como suporte, e no final percebeu-se remoções de DQO entre 67% e 88% além da produção de biogás (KUCZMAN *et al.*, 2014). Em Suzuki *et al.* (2012), sua pesquisa baseou-se em utilizar o efluente da mandioca juntamente com sólidos da cama de aviário para obtenção de biogás por meio de biodigestores. Ao avaliar essa mistura de substrato foi evidenciado que a menor quantidade de EPM proporcionou melhor resultado na produção de biogás (SUZUKI *et al.*, 2012). Em Araújo *et al.* (2018) foi feita uma avaliação em um reator anaeróbio de leito fixo e fluxo contínuo e o estudo evidenciou que é possível produzir biogás com porcentagens de metano acima de 80% e conseguir remover carga orgânica em mais de 90% (ARAÚJO *et al.*, 2018). Em Mañunga *et al.* (2019) avaliou-se o efeito de pré- tratamentos e obtiveram a maior produção de biogás, 91 ± 14 mL, por meio de um pré-tratamento químico em pH 5,4, e 86 ± 12 mL de biogás foi obtido com pré-tratamento térmico em pH 5,0. Evidenciou-se que o pré-tratamento foi necessário para diminuir o tempo do efeito das bactérias consumidoras de hidrogênio (MAÑUNGA *et al.*, 2019).

Em Chaves *et al.* (2019) analisou-se a eficiência energética e econômica da produção de biogás utilizando o efluente da mandioca em um sistema composto por uma microturbina a gás e um sistema de recuperação de calor. A avaliação demonstrou que a partir do cálculo de viabilidade econômica foi possível determinar o custo de produção de eletricidade de US \$ 0,16 / kWh e de energia térmica de US \$ 0,04 / kWh com prazo de amortização de 1,3 anos. (CHAVES, *et al.*, 2019).

Tabela 11 - Levantamento dos estudos sobre a produção de biogás a partir de EPM.

(Contínua)

Tipo de resíduo	Característica	Referência
Efluente de casas de farinha (manipueira)		
Puro	Maior produção de biogás rico em CH ₄ num menor período de tempo, com resultados de produção que chegaram a 81,41% (mol/mol) aos 48 dias, seguido do sistema composto por 70% de manipueira in natura e 30% de lodo primário (% m/m) que apresentou rendimento de 70,50% aos 66 dias e posteriormente de 86,80% aos 129 dias.	MONTEIRO (2015)
Puro	Combustível contendo 81,41% de metano em 48 de fermentação, utilizando 80% de manipueira e 20% de lodo primário de esgoto.	PERES <i>et al.</i> (2019)
Efluentes de fecularias		
Efluente + cama de aviários de frangos de corte.	A diluição da cama de aviário em manipueira não apresentou resultados satisfatórios, para produção de biogás.	SUZUKI <i>et al.</i> (2012)
Puro	Combustível com mais de 80% em metano, sendo que maiores produções foram obtidas para maiores taxas de carregamento orgânico.	ARAÚJO <i>et al.</i> (2018)
Puro	Maior produção de 91 mL foi obtida com pré-tratamento químico a pH 5,4 e 86 mL de biogás foram obtidos com pré-tratamento térmico a em pH 5,0.	MAÑUNGA <i>et al.</i> (2019)

Tabela 11 - Levantamento dos estudos sobre a produção de biogás a partir de EPM.

(Conclusão)

Tipo de resíduo	Característica	Referência
efluente de extração e amido	As produções de biogás relativamente ao COD consumido foram de 0,368; 0,795; 0,891 e 0,907 Lg ⁻¹ , para o VS consumido de 0,524; 0,930; 1,757 e 0,952 Lg ⁻¹ e volumétrico de 0,131; 0,330; 0,430 e 0,374 L L ⁻¹ d ⁻¹ .	KUCZMAN <i>et al.</i> (2014)
Efluentes sem especificação quanto ao processamento da mandioca		
puro	Redução do tempo de retenção hidráulico de 15 para 6,6 dias aumentou a produção de biogás de 0,52 para 0,63 L L ⁻¹ r d ⁻¹ .	KUCZMAN <i>et al.</i> (2011)
puro	O estudo mostrou que, a partir do cálculo da viabilidade econômica, foi possível determinar custo de produção de eletricidade de US \$ 0,16 / kWh e de energia térmica de US \$ 0,04 / kWh com prazo de amortização de 1,3 anos.	CHAVES <i>et al.</i> (2019)

Fonte: Autor próprio

5 CONCLUSÕES

Baseado nos dados revisados da literatura é notório que o efluente do processamento da mandioca necessita de tratamento prévio para ser disposto na natureza. Ao comparar suas características com a legislação ambiental para lançamento, observam-se elevadas concentrações de matéria orgânica, cianeto, sólidos e nutrientes. A composição do efluente varia significativamente entre as amostras, sendo que o efluente gerado em casas e indústrias de farinha é geralmente mais concentrado do que aquele proveniente de feclarias. As razões SVT/ST e SDT/ST acima de 0,5 evidenciam que a maior parte dos componentes do efluente são sólidos orgânicos e dissolvidos. Por meio das relações DBO_5/DQO , $DBO_5:N:P$, e $DQO:N:P$ constatou-se que tratamentos biológicos, tanto aeróbios quanto anaeróbios são mais indicados, embora a alta concentração de matéria orgânica indique mais o uso de tratamentos anaeróbios, especialmente para a manipueira. Constatou-se que normalmente as unidades processadoras de mandioca utilizam lagoas de estabilização, cobertas ou não (biodigestores), um processo predominantemente anaeróbio para o tratamento de seus efluentes. Com a correlação linear significativa entre DQO e DBO_5 é possível utilizar o primeiro para estimar o segundo, o qual é mais complexo de ser obtido.

A produção biotecnológica de combustíveis por meio de processos fermentativos em diversos trabalhos avaliados apresentou resultados. O bio-hidrogênio tem sido obtido por meio de processos fermentativos e foram utilizados diferentes tipos de reatores e tal resíduo tem sido misturado com outros para que fossem convertidos em bio-hidrogênio simultaneamente. Existem grandes possibilidades para a produção de bioetanol a partir do EPM, mas há a necessidade da conversão do amido para depois ser fermentado a glicose e obter o produto final. O Biobutanol foi obtido simultaneamente nos processos fermentativos com o bioetanol, porém ainda requer estudos mais aprofundados. O uso de biogás produzido a partir desse efluente se mostrou viável, pois ele pode substituir grande parte da lenha usada nas caldeiras das farinheiras.

Em suma, tal levantamento de dados revisados a respeito do efluente de processamento da mandioca pode direcionar melhor seu tratamento, assim como se pode sugerir que ele sirva de matéria prima para a obtenção de diferentes produtos, agregando valor à cadeia de processamento desse vegetal.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS PRODUTORES DE AMIDO DE MANDIOCA. **Etanol de mandioca atrai investimentos**. Paranaíba, 2012. Disponível em: www.abam.com.br. Acesso em: 20 ago. 2020.

ANGELIDAKI, I. *et al.* Biogas upgrading and utilization: current status and perspectives. **Biotechnology Advances**, v. 36, p. 452-466, 2018.

ALBORNOZ, L. L. **Estudo de caso: avaliação da eficiência de uma estação de tratamento de efluentes de um campus universitário**. 2015. 45f. Monografia (Graduação em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

ALMEIDA, J.; FERREIRA FILHO, J. R. Mandioca: uma boa alternativa para alimentação animal. **Bahia Agrícola**, v. 7, n. 1, p. 50-56, 2005.

ALVES, L. S. **Potencial de biogás a partir de efluente de fecularia no estado do Paraná**. 2019. 21f. Monografia (Especialização em Tecnologias da Cadeia Produtiva do Biogás) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2019.

AMORIM, N. C. dos S. **Produção de hidrogênio a partir da manipueira em reator anaeróbico de leito fluidificado**. 2012. 108f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2012.

AMORIM, N. C. S. *et al.* Biohydrogen production from cassava wastewater in an anaerobic fluidized bed reactor. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 3, p. 603- 612, 2014.

AMORIM, M.C.C. **Estudos de caracterização, biodegradabilidade e tratamento de manipueira proveniente de casas de farinha**. 2015. 221f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

AMORIM, M.C.C. *et al.* Viability of Rapid Startup and Operation of UASB Reactors for the Treatment of Cassava Wastewater in the Semi-Arid Region of Northeastern Brazil. **Canadian Journal of Chemical Engineering**, v. 96, p. 1036-1044, 2018.

AMORIM, M.C.C. *et al.* Anaerobic biodegradation of cassava wastewater under different temperatures and inoculums. **Comunicata Scientiae**, v. 10, n. 1, p. 65-76, 2019.

ANDRADE, L.R.S. **Estabilização de pH da manieira utilizando conchas de ostra e degradação fotocatalítica do cianeto sob luz visível para produção de biogás.** 2019. 71f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) – Universidade Tiradentes, Aracajú, 2019.

ANDREANI, C.L. **Produção de hidrogênio a partir de água residuária de fécula de mandioca.** 2012. 69f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências e Exatas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

ANDREANI, C. L. *et al.* Impact of operational conditions on development of the hydrogen-producing microbial consortium in na AnSBBR from cassava wastewater rich in lactic acid. **International Journal of Hydrogen Energy**, v.44, n. 3, p. 1474-1482, 2019.

ANDREANI, C. L. *et al.* Hydrogen production from cassava processing wastewater in na anaerobic fixed bed reactor with bamboo as a support material. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 3, p. 578-587, 2015.

ANDREANI, C. L. *et al.* Impact of operational conditions on development of the hydrogen-producing microbial consortium in an AnSBBR from cassava wastewater rich in lactic acid. **International Journal of Hydrogen Energy**, v.44, n. 3, p. 1474-1482, 2019.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas estratégicas de controle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 1, p. 151-161, 2005.

ARAÚJO, N. C. *et al.* Avaliação do uso de efluente de casas de farinha como fertilizante foliar na cultura do milho (*Zea mays L.*). **Engenharia na Agricultura**, v.20, p.340-349, 2012.

ARAÚJO, N.C. *et al.* Quantificação da geração de resíduos em uma casa de farinha no Estado da Paraíba. **Revista Monografias Ambientais**, v. 13, n.5, p. 3793-3799, 2014.

ARAÚJO, I.R.C. *et al.* Methane production from cassava starch wastewater in packed-bed reactor and continuous flow. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 2, p.270-276, 2018.

ARAÚJO, N. C. *et al.* Produção de milho ‘Potiguar’ fertirrigado com água amarela e manipueira. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 1, p. 161-170, 2019.

ASHRAFI, O.; YERUSHALMI, L.; HAGHIGHAT, F. Wastewater treatment in the pulp-and-paper industry: A review of treatment processes and the associated greenhouse gas emission. **Journal of Environmental Management**, v. 158, p. 146-157, 2015.

AZEVEDO, J. M. A. *et al.* Agroecological seedlings of yellow passion fruit using manure, cow urine and forage peanut biofertilizer. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 6, p.35521-35536, 2020.

BARRETO, M. T. L. *et al.* Desenvolvimento e acúmulo de macronutrientes em plantas de milho biofertilizadas com manipueira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.5, p.487–494, 2014.

BATISTA, E.A. **Produção de hidrogênio e metano a partir de efluentes de suinocultura e manipueira em reatores anaeróbios**. 2014. 82f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídrico e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2014.

BATISTA, E. A. *et al.* Produção de bio-hidrogênio e metano por meio da codigestão de manipueira e dejetos suínos. **Revista DAE**, v. 66, n. 213, p. 48- 58, 2017.

BOTELHO, A. C. C. **Coagulantes orgânicos no tratamento da manipueira de fecularia de mandioca**. 2019. 98f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Apucarana, 2019.

BRASIL. Resolução nº 430. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA**. Brasília, DF, 3 maio 2011.

BUDEIZ, V.; AGUIAR, A. Monitoramento e relacionamento dos parâmetros DQO e DBO₅ em afluente e esgoto tratado das cidades de Itajubá e Pedralva, MG. **Periódico Tchê Química**, Porto Alegre, v. 17, n. 34, p. 80-92, 2020.

CAMMAROTA, M. C. **EQB-485 Engenharia do Meio Ambiente**. 3. ed. Rio de Janeiro: UFRJ, 2011.

CANOVA, M. D. **Biocombustíveis: análise de viabilidade econômica da implantação de microdestilarias de etanol no Rio Grande do Sul**. 2011. 62f. Monografia (Graduação em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

CARDOSO, P.H.G. **Produção de hidrogênio a partir da manipueira em reator anaeróbico de leito fluidificado: efeito do pH**. 2013. 61f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2013.

CARRARO, C. F. F.; LOURES, C. C. A.; CASTRO, J. A.. Biorremediação da Manipueira via processo biotecnológico. *In*: CONGRESSO DO MEIO AMBIENTE, 6., **Anais...** Bento Gonçalves: PROAMB, 2018. p. 01-08.

CARTAS, L. C. **Isolamento e cultivo de microalgas em resíduo líquido do processamento da mandioca: manipueira**. 2018. 81 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Universidade Federal do Tocantins, Gurupi, 2018.

CARVALHO, J. C. *et al.* Biorefinery integration of microalgae production into cassava processing industry: Potential and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1165–1172, 2018.

CHAVES, Y. A. O. *et al.* Performance study of a microturbine system for cogeneration application using biogas from manipueira. **BioEnergy Research**, v. 13, p. 659- 667, 2019.

CAVALCANTI, J. C. M. *et al.* Análise da Composição Química e Metodologia de Obtenção do Melaço da Manipueira. **Diversitas Journal**, v. 5, n.8, p.1601-1628, jul. 2020.

CHISTÉ, R. C, COHEN, K. O. Teor de cianeto total e livre nas etapas de processamento do tucupi. **Revista Instituto Adolfo Lutz**, v. 70, p. 41-46, 2011.

CHOGI, M. A. N. *et al.* Produção de biocombustível e ácidos orgânicos para agregar valor ao efluente de mandioca. **Revista Virtual de Química**, v. 12, n. 1, p. 89-98, 2020.

COÊLHO, J. D.; Ximenes, L. F. Mandioca e seus derivados. **Caderno Setorial ETENE**, v. 5, n. 128, p. 1-2, set. 2020.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Histórico mensal mandioca, dezembro**, Brasília, 2013. Disponível em: <https://www.conab.gov.br> . Acesso em: 07 jul. 2020.

CORBARI, S. D. M. L. *et al.* Strategies to improve the biohydrogen production from cassava wastewater in fixed-bed reactors. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 44, n. 32, p. 17214-17223, 2019.

COSMANN, N. J. **Tratamento anaeróbico de efluente de abatedouro de aves utilizando surfactina produzida em manipueira**. 2015. 131f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do oeste do Paraná, 2015.

COSTA, R. C.; AGUIAR, A. M. Avaliação das características físico-químicas do efluente da agroindústria da mandioca. *In: ENCONTRO LATINO AMERICANO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA*, 23., 2019, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: UNIVAP, 2019.

DANTAS, M. S. M. *et al.* Accumulation of macronutrients in different parts of sunflower fertilized with cassava wastewater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 7, p. 630-636, 2016.

DEVENS, K. U. **Efeito da suplementação de alcalinidade no reator metanogênico ansbbr a partir de água residuária de fecularia previamente acidificada**. 2019. 63f. Dissertação (Mestrado em engenharia agrícola) – Centro de ciências exatas e tecnológicas, Universidade estadual do oeste do Paraná, Cascavel, 2019.

DEZOTTI, M. **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. 5. ed. Rio de Janeiro: E-papers, 2008.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D' B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos: Rima, 2005.

DUARTE, A. S. *et al.* Uso de diferentes doses de manipueira na cultura da alface em substituição à adubação mineral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 3, p. 262–267, 2012.

DUBBER, D.; Gray, N.F. Replacement of chemical oxygen demand (COD) with total organic carbon (TOC) for monitoring wastewater treatment performance to minimize disposal of toxic analytical waste. **Journal of Environmental Science and Health Part A**, v. 45 n.12, p. 1595-1600, 2010.

AGÊNCIA EMBRAPA DE INFORMAÇÃO TECNOLÓGICA. **Biobutanol**. Brasília, 2012. Disponível em:
<https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/agroenergia/arvore/CONT000g3369uvl02wx5ok0r2ma0n6q5y1om.html>. Acesso em: 21 set. 2020.

EMPRESA DE PESQUISA EERGÉTICA. **Análise de conjuntura dos biocombustíveis**. Brasília, 2013. Disponível em: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-489/Analise_de_Conjuntura_Ano_2019.pdf. Acesso em: 18 ago. 2020.

FERRAREZ, A. H.; PINTO, E. V.; MOREIRA, M. A. C. Estado da arte da produção de biogás a partir dos resíduos do processamento da mandioca. **Jornal of Engineering, Architecture and Technology Innovation**, v. 8, n.1, p. 188-208, 2020.

FIALHO, J. de F. *et al.* Desempenho de variedades de mandioca de mesa no Distrito Federal. **Revista Brasileira de Agrociências**, v.15, n.1-4, p.31-35, 2009.

FLECK, L. *et al.* Optimization of anaerobic treatment of cassava processing wastewater. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 37, n.3, p. 574 – 590, 2017.

FLECK, L. *et al.* Optimization of the nitrification process of wastewater resulting from cassava starch production. **Environmental Technology**. v. 40, n. 25, p.3318–3327, 2019.

GOMES, S. D. *et al.* Bacteriocins of lactic acid bacteria as a hindering factor for biohydrogen production from cassava flour wastewater in a continuous multiple tube reactor. **International Journal of Hydrogen Energy**, v.41, n.19, p. 8120-8131, 2016.

GUIMARÃES, C. E. **Avaliação do desempenho ambiental do aproveitamento do biogás em fecularias de mandioca no estado do Paraná: um estudo de casos múltiplos**. 2014. 90f. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental) – Universidade Nove de Julho, São Paulo, 2014.

GUIMARÃES, C. E. *et al.* Avaliação do desempenho ambiental do aproveitamento do biogás em fecularias de mandioca no estado do Paraná. **Desenvolvimento em Questão**, v.15, n. 39, p. 171-202, 2017.

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

IBGE. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola Estatística da Produção Agrícola**. Brasília, 2018. Disponível em:

<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9201-levantamento-sistemico-da-producao-agricola.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 21 jul. 2020.

IOVANE, P. *et al.* Experimental test with polymeric membrane for the biogas purification from CO₂ and H₂S. **Fuel**, v. 135, n. 1, p. 352- 358, 2014.

KUCZMAN, O. *et al.* Produção específica de biogás a partir de manipueira em reator de fase única. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 1, p. 143-149, 2011.

KUCZMAN, O. *et al.* Influence of hydraulic retention time on the anaerobic treatment of cassava starch extraction effluent using a one-phase horizontal reactor. **Journal of Food, Agriculture & Environment**, v.11, p. 1118-1120, 2013.

KUCZMAN, O. *et al.* Produção específica de biogás a partir de manipueira em reator de fase única. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 1, p. 143-149, 2011.

KUCZMAN, O. *et al.* Cassava starch extraction effluent treatment in a one phase tubular horizontal pilot reactor with support medium. **Engenharia Agrícola**. v.34, n.6, p. 1270-1282, 2014.

LARSEN, A. C. *et al.* Anaerobic co-digestion of crude glycerin and starch industry effluent. **Engenharia Agrícola**, v. 33, n. 2, p. 341-352, 2013.

LEÃO, V. E. R. **Degradação térmica dos glicosídeos cianogênicos e carotenóides totais do Tucupi**. 2013. 60f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal do Pará, Belém, 2013.

LEITE, V. G. C.; FERREIRA, M. S. MELLO, P. C.M. A biodigestão anaeróbia como alternativa sustentável aplicada no tratamento de águas residuárias de feculárias de mandioca. CETESB, São Paulo, 02 jul. 2016. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/escolasuperior/vera-garcia-correa-leite-artigo/>. Acesso: 20 ago. 2020.

LIMA, R.A. **Tratamentos de efluentes líquidos de unidades produtoras de farinha de mandioca**. 2010. 76f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento de Processos Ambientais) – Universidade Católica de Pernambuco, Recife, 2010.

MACHADO, E. P. *et al.* Avaliação do desempenho de um reator anaeróbio de fluxo vertical com separação de fases no tratamento de manipueira. **Brazilian Applied Science Review**, v. 3, n. 5, p. 2104-2123, 2019.

MAGALHÃES, A.G. *et al.* Reutilização da água residuária de casa de farinha em substituição à adubação mineral: efeitos no solo e na planta. 2013. **Revista EDUCAmazônia**, v. 10, 2013, p. 93-108

MAGALHÃES, A. G. *et al.* Desenvolvimento inicial do milho submetido à adubação com manipueira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18 n. 7, p. 675-681, 2014.

MAÑUNGA, T. *et al.* Evaluation of pretreatment methods and initial pH on mixed inoculum for fermentative hydrogen production from cassava wastewater. **Biofuels**, v.1, p. 1-8,2019.

MARTINEZ-BURGOS, W. J. *et al.* The effect of hydrolysis and sterilization in biohydrogen production from cassava processing wastewater medium using anaerobic bacterial consortia. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 44, n. 47, p. 25551- 25564, 2019.

MARTINEZZ-BURGOS, W. J. *et al.* **Dilemas estratégicos na difusão de inovações em bioprodutos**. 2019. 182 f. Dissertação (Mestrado Engenharia de Processos

Químicos e Bioquímicos) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

MENDONÇA, V. C. M. **Tratamento de manipueira concomitante à produção de tomate, através de sistema integrado RAHLF (reator anaeróbio horizontal de leito fixo) e fertirrigação subsuperficial.** 2016. 165f. Tese (Doutorado em Engenharia e Ciência de Alimentos) - Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, 2016.

MESQUITA, F.L. **Manejo de *Meloidogyne enterolobii* em goiabeira com produtos biológicos e manipueira.** 2016. 113f. Dissertação (Mestrado em Fitopatologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

MEIER, T. R. M. *et al.* E.A. Production of biohydrogen by an anaerobic digestion process using the residual glycerol from biodiesel production as additive to cassava wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 258, n. 10, p. 01-11, 2020.

MELO, J. C. **Modelagem cinética, simulação e otimização da produção de biodiesel em escala piloto usando etanol proveniente de manipueira.** 2017. 127f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

MOMBO, S. *et al.* (2017). A socio-scientific analysis of the environmental and health benefits as well as potential risks of cassava production and consumption. **Environmental Science and Pollution Research**, v.24, p. 5207–5221, 2017.

MORAIS, N. W. S.; SANTOS, A. B. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, v. 67, n. 215, p. 40-55, 2019.

MONTEIRO, M. R. S. **Produção de biogás a partir da biodigestão anaeróbia de manipueira e lodo de estação de tratamento de esgoto.** 2015. 104f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

- NEVES, C. *et al.* Cassava processing wastewater as a platform for third generation biodiesel production. **Scientia Agricola**, v.73, n.5, p.412-416, 2016.
- NEVES, O. S. C. *et al.* Persistência do cianeto e estabilização do pH em manipueira. **Revista Brasileira de Tecnologia**, v. 8, n. 1, p. 1274-1284, 2014.
- NOVAES, T. A. C. **Fungos no tratamento de manipueira**. 2011. 69f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2011.
- NUNES, A. N. **Produção de hidrogênio a partir do resíduo da manipueira em reator anaeróbio de leito fixo**. 2015. 83f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2015.
- NUNES, A. N.; NETTO, A. P. O. Produção de hidrogênio a partir da manipueira em reator anaeróbio de leito fixo. **Revista Produção e Desenvolvimento**, v.2, n.3, p.54-63, 2016.
- OLIVEIRA, S. M. M. *et al.* Production of natural aroma by yeast in wastewater of cassava starch industry. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 4, p. 721-732, 2015.
- OLIVEIRA, A. M.; AMORIM, N. C. S.; AMORIM, E. L. C. Two phase fermentative process for hydrogen and methane production from cassava wastewater. **Journal of Health and Biological Sciences**, v. 5, n. 2, p. 137-141, 2017.
- PALMA, D. *et al.* Dolomitic limestone as an alkalizing agent for treating cassava starch wastewater in an anaerobic reactor. **Revista Ceres**, v. 65, n.5, p. 388-394, 2018.
- PALMA, D. *et al.* Using dolomitic limestone to replace conventional alkalization in the biodigestion of rapid acidification cassava processing wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 2942-2953, 2018.

- PERES, S. *et al.* Anaerobic Digestion Process for the Production of Biogas from Cassava and Sewage Treatment Plant Sludge in Brazil. **Bioenergy Research**, v. 12, p. 150-157, 2019.
- PINTO, P. H. M.; CABELLO, C. Tratamento de manipueira de fecularia em biodigestor anaeróbio para disposição em corpo receptor, rede pública ou uso em fertirrigação. **Revista Energia na Agricultura**, v. 26, n. 3, p. 127-140, 2011.
- PINTO, P.H.M. **Tratamento de manipueira de fecularia utilizando processos oxidativos com peróxido de hidrogênio, ozônio e radiação ultravioleta**. 2013. 160f. Tese (Doutorado em Ciências Agrônômicas) - Universidade Estadual Paulista “Julio Mesquita Filho”, Botucatu, 2013.
- RAMOS, M. D. N. *et al.* A. Análise crítica das características de efluentes industriais do setor têxtil no Brasil. **Revista Virtual de Química**, v. 12, n. 4. p. 913-929, 2020
- ROSA, P. R. F. *et al.* Characterization and antimicrobial activity of lactic acid bacteria from bioreactors during hydrogen production using cassava processing wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 284, p. 1-9, 2016.
- SÁ, L. R. V. CAMMAROTA, M. C., LEITÃO, V.S. F. Produção de hidrogênio via fermentação anaeróbia aspectos gerais e possibilidade de utilização de resíduos agroindustriais brasileiros. **Química Nova**, v. 37, n. 5, p. 857-867, 2014.
- SÁNCHEZ, A. S. *et al.* Waste bio-refineries for the cassava starch industry: New trends and review of alternatives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 73, p. 1265–1275, 2017.
- SANT’ANNA JR., G L. Tratamento Biológico de efluentes: Fundamentos e aplicações. Rio de Janeiro. Editora Interciência, v. 1, n. 2, p.1- 424, 2013.
- SANTANA, J. E.; COELHO, A. C. D.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Produção de álcool a partir do resíduo da produção de farinha de mandioca. *In*: CONGRESSO ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL /

ASSOCIAÇÃO DOS ENGENHEIROS DA SABESP, 2., 2017, São Paulo. **Anais...** São Paulo: SABESP, 2017. P. 14-21.

SANTOS, C. **Estatística Descritiva**. 3. d. Lisboa: Sílabo 2007.

SANTOS, J. D. **Tratamento de efluente de fecularia utilizando coagulação/floculação e separação por membranas**. 2016. 134f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2016.

SANTOS, G. P. *et al.* Avaliação espaço-temporal dos parâmetros de qualidade da água do rio Santa Rita (BA) em função do lançamento de manipueira. **Ambiente e Água**, v. 7, n. 3, p. 261-278, 2012.

SANTOS, P. S. **Prospecção, seleção e aplicação de bactérias provenientes de mandioca (*Manihot esculenta*) na produção de etanol por sacarificação e fermentação simultâneas de manipueira com *Saccharomyces cerevisiae***. 2017. 81f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2017.

SCHLLEMER, M. A. **Preparação e caracterização de biofilmes à base de manipueira para imobilização de caulinita intercalada com ureia**. 2013. 103f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia em Processos Químicos) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2013.

SILVA, I. B. **Potencialidades energéticas proveniente dos resíduos da mandioca (*Manihot Esculenta Crantz*)**. 2019. 65f. Dissertação (Mestrado em Energias Renováveis) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2019.

SILVA, D. B. **Tratamento de água residuária do processamento de mandioca com obtenção de butanol**. 2019. 160f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2019.

SILVA, L. E. B. *et al.* Aspectos gerais e peculiaridades sobre mandioca (*Manihot Esculenta Crantz*). **Diversitas Journal**, v. 3, n.1, p.13-23, 2018.

SILVA, S. R.; MENDONÇA, A. S. F. Correlação entre DBO e DQO em esgotos domésticos para a região da grande Vitória-ES. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. n.8, p. 213-220, 2003.

SILVA, P. S. *et al.* Diagnóstico da destinação final dos resíduos orgânicos da produção de farinha na comunidade de Boa Esperança no município de Santarém-PA. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28., 2015, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015. p. 1-5.

SILVA, D. L. M. *et al.* Estudo da influência do teor de sólidos voláteis e do ph na biodegradação e na geração de biogás em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28., **Anais...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015. p. 1-6.

SOUZA, F. V. A. *et al.* Resíduos da mandioca em agroindústrias familiares no nordeste do Pará. **Revista Verde**, v.14, n.1, p.92-98, 2019.

SOUZA, S. O. *et al.* Resíduos de casas de farinha do agreste alagoano: perspectivas de utilização. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, v. 9, n.1, p. 65-73, 2015.

SUMAN, P. A. *et al.* Efeitos de parâmetros de fermentação na produção de etanol a partir de resíduo líquido da industrialização da mandioca (manipueira). **Acta Scientiarum Technology**, v. 33, n. 4, p. 379-384, 2011.

SURENDRA, K. C. *et al.* Biogas as a sustainable energy source for developing countries: Opportunities and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.31, p.846-859, 2014.

SUZUKI, A. B. P. *et al.* Utilização de manipueira juntamente com sólidos da cama de aviário em biodigestores para geração de biogás. **Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 8, n. 3, p. 809-820, 2012.

TAGLIAPIETRA, B. L. *et al.* Avaliação físico-química de raízes de mandioca com diferentes tipos de manejo cultivadas no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Iniciação Científica**, v. 6, n. 6, p. 20-30, 2019.

TAVARES, T. G. A. *et al.* Produção de hidrogênio a partir da manipueira em reator anaeróbio de leito fluidificado sob condições termofílicas. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA. 11., 2016, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: ABEQ, 2016. p. 1-8.

TIEZZI, V. S. **Aproveitamento de resíduos da indústria de processamento de mandioca para produção de álcool**. 2015. 48f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

TONELLO, T. U. Biohydrogen production in AnSBBR in fed-batch from starch effluent: influence of organic load. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 5, p. 768-775, 2018.

TONELLO, T. U. *et al.* Produção de biohidrogênio a partir de água residuária de fecularia em reator anaeróbio de batelada sequencial e biomassa imobilizada. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 7, n. 3, p. 328-338, 2018.

TONELLO, T.U. **Influência da carga orgânica na produção de bio-hidrogênio a partir de resíduo de fecularia em reator AnSBBR em batelada alimentada**. 2017. 59f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2017.

TORRES, D. G. B. *et al.* Hydrogen production and performance of anaerobic fixed-bed reactors using three support arrangements from cassava starch wastewater. **Engenharia Agrícola**, v. 37, n. 1, p.160-172, 2017.

TREVISAN, A. P. *et al.* Cassava wastewater treatment by coagulation/flocculation using *Moringa oleifera* seeds. **Chemical Engineering Transactions**, v. 74, p. 367-372, 2019.

TILHA, K. K. *et al.* Análises de eficiência de uma estação de tratamento de efluente de celulose de papel no município de Caçador – SC. **Ignis**, v. 8, n. 2, p. 1-11 2019.

URBANO, S. A. *et al.* Características de carcaça e composição tecidual de ovinos Santa Inês alimentados com manipueira. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.10, p. 466-472, 2015.

VILELA, L. M. B.; MACÊDO, W. V.; AMORIM, E. L. C. Biohydrogen production from cassava wastewater and domestic sewage in an anaerobic fluidized bed reactor. **Latin American Applied Research**, v. 47, p. 29-34, 2017.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG: 2014.

ZHANG, M. *et al.* Biorefinery approach for cassava-based industrial wastes: Current status and opportunities. **Bioresource Technology**, v. 215, p. 50–62, 2016.

ZEMPULSKI, D.A. **Produção de ácidos Graxos voláteis por fermentação anaeróbia de manipueira e de permeado de soro de queijo**. 2013. 94 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2013.

ZEEVALLOS, D.M.P. *et al.* Cassava wastewater as a natural pesticide: Current knowledge and challenges for broader utilization. **Annals of Applied Biology**, v.173, p.191-201, 2018.

WOICIECHOWSKI, A. L.; SOCCOL, C. R. Biohydrogen production in cassava processing wastewater using microbial consortia: Process optimization and kinetic analysis of the microbial community. **Bioresource Technology**, v. 309, p. 123331, 2020.