



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ
CENTRO DE FORMAÇÃO INTERDISCIPLINAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOCIEDADE, AMBIENTE E
QUALIDADE DE VIDA**

PATRÍCIA SANTOS SILVA

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES DO PROCESSAMENTO DA
MANDIOCA: INCENTIVO SUSTENTÁVEL AS UNIDADES PRODUTORAS DE
FARINHA**

**SANTARÉM-PA
2019**

PATRÍCIA SANTOS SILVA

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES DO PROCESSAMENTO DA
MANDIOCA: INCENTIVO SUSTENTÁVEL AS UNIDADES PRODUTORAS DE
FARINHA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida da Universidade Federal do Oeste do Pará, como requisito para obtenção do título de mestre.

Orientador: Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

**SANTARÉM-PA
2019**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA

- S586t Silva, Patrícia Santos
Tratamento biológico de efluentes do processamento da mandioca: incentivo sustentável as unidades produtoras de farinhas. / Patrícia Santos Silva. – Santarém, 2019.
108 p. : il.
Inclui bibliografias.
- Orientador: Israel Nunes Henrique
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós Graduação e Inovação Tecnológica, Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida.
1. Qualidade ambiental. 2. Processo anaeróbio. 3. Agroindústria. 4. Efluentes. I. Henrique, Israel Nunes, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed. 633.682

Aos meus pais

Edith e Adelson

Aos meus avós (in memoriam)

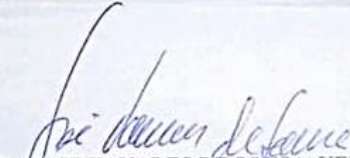
Zenaide e Raimundo (vô Doca)



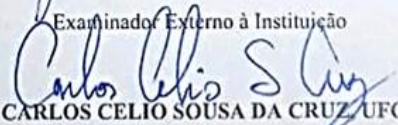
Universidade Federal do Oeste do Pará
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SOCIEDADE, AMBIENTE E
QUALIDADE DE VIDA

ATA Nº 26

No sexto dia do mês de novembro do ano de dois mil e dezenove, às oito horas e trinta minutos, na sala trezentos e dezenove, instalou-se a banca examinadora de dissertação de mestrado da discente Patrícia Santos Silva. A banca examinadora foi composta pelos professores: Dr. José Tavares De Sousa, UEPB, examinador externo, Dr. Carlos Célio Sousa da Cruz, Ufopa, examinador externo, Dr. Bruno Apolo Miranda Figueira, Ufopa, examinador interno, e Dr. Israel Nunes Henrique, Ufopa, orientador. Deu-se início a abertura dos trabalhos, por parte do professor Israel Nunes Henrique, presidente da banca, que, após apresentar os membros da banca examinadora e esclarecer a tramitação da defesa, solicitou a discente que iniciasse a apresentação da dissertação, intitulada "Tratamento Biológico de Efluentes do Processamento da Mandioca: Incentivo Sustentável as Unidades Produtoras de Farinha", marcando um tempo de quarenta minutos para a apresentação. Concluída a exposição, o professor Israel Nunes Henrique, passou a palavra aos examinadores para arguir a discente. Terminadas as arguições, o presidente da banca solicitou aos presentes que se retirassem da sala para a realização do julgamento do trabalho, concluindo a Banca Examinadora por sua APROVAÇÃO, conforme as normas vigentes na Universidade Federal do Oeste do Pará. A versão final da dissertação deverá ser entregue ao programa, no prazo máximo de sessenta dias, contendo as modificações sugeridas pela banca examinadora e constante na folha de correção anexa. Conforme o Artigo 57 do Regimento Interno do Programa, a discente não terá o título se não cumprir as exigências acima.


Dr. JOSE TAVARES DE SOUSA, UEPB


Examinador Externo à Instituição


Dr. CARLOS CELIO SOUSA DA CRUZ, UFOPA

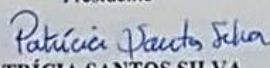
Examinador Externo ao Programa


Dr. BRUNO APOLO MIRANDA FIGUEIRA, UFOPA

Examinador Interno


Dr. ISRAEL NUNES HENRIQUE, UFOPA

Presidente


PATRÍCIA SANTOS SILVA

Mestrando

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por toda benção, amor e graça concedida nesta caminhada, por guiar os meus passos e proteger os meus caminhos. Dou-lhe graças sempre a nossa Senhora do Perpétuo Socorro pela sua interseção à Deus sobre mim e minha família.

Aos meus pais, Edith e Adelson, por todo exemplo de dedicação, respeito, ética e generosidade, virtudes pelas quais me tornou uma pessoa melhor.

Aos meus irmãos Alan, Dayana, Andressa e Ana Clara por todos os momentos de alegrias compartilho também com vocês essa conquista.

Aos meus avós, Zenaide (*in memoriam*) e Raimundo (*in memoriam*) por todo carinho, conselhos, respeito e ensinamentos, serão sempre minha inspiração!

Ao meu companheiro Marlon pela compreensão, amor e carinho.

Aos grandes amigos: Dilene, Rodrigo, Paula Aline, Darliene, Pablo e Pauliana pelo exemplo e companheirismo desde a infância.

À minha comadre e grande amiga Médelem pelo incentivo, carinho e conselhos as quais foram valiosos.

À minha amiga Isabele, que a graduação me presenteou, sempre me amparando nos momentos difíceis.

As amigas Ana Queloene, Rebecca, Paula (UEPB) e Patrícia, por ter me motivado e ajudado durante o percurso deste trabalho, pelo acolhimento em suas casas, pela amizade e parceria.

Ao professor e orientador Israel Nunes pela cordialidade, compreensão e paciência de todos os dias, pelos auxílios e excelentes conhecimentos concedidos durante este trabalho, mesmo sabendo de minhas limitações.

Às amigas que o mestrado me presenteou: Carol (INPA), Mônica (PPGSAQ), Júlia Carvalho (PPGSAQ), Dalvânia (PPGSAQ), Mayara (PPGSAQ) e Sâmia (PPGSND) pelos conselhos, amizade, força, auxílio neste trabalho, pelos momentos de descontração, vocês são exemplos!

À equipe LabTAR (UFOPA): Júlia Carvalho, Luciana Azevedo, Dayane, Jaelbe, Yandra, Camila, Fernando, Natana, Iomar, Diego, Mirian, Milena, Jamson, e em especial a minha amiga Cássia Andrade, pelos auxílios nesta pesquisa, pelas contribuições na realização

das análises e colaboração durante toda a fase experimental, e pelos momentos descontraídos no laboratório.

À equipe dos Laboratórios da UFOPA: Bromato (IBEF) e Biologia Ambiental (ICTA), pela disponibilização e por ter cedido o espaço para realização de análises.

Às técnicas maravilhosas Mila Canto e Suellen Taise pela parceria no Laboratório e disponibilidade de nos acompanhar até as comunidades.

Aos colegas parceiros Ricardo Patrésio, Samuel Oliveira e Alisson Reis pela conselhos nesta pesquisa.

Aos professores José Tavares (UEPB), Carlos Célio (UFOPA), Bruno Apolo (UFOPA) e Maxwell Santana (UFOPA) pelas sugestões e avaliação do plano de qualificação, e por confiarem na viabilidade desta pesquisa.

Aos produtores da Cooperativa de Produtores da Agricultura Familiar de Boa Esperança (COOPBOA), em especial na pessoa do Sr. Gonzaga e Sr. Carlos e suas famílias pelo apreço, acolhimento e por ter cedido as amostras e o espaço (Casa de Farinha) para a pesquisa. Ao presidente da COOPBOA o Sr. Tarcísio e Sra. Rosali.

À CAPES (Coordenação e Aperfeiçoamento Pessoal de Ensino Superior), pela bolsa concedida ao desenvolvimento do trabalho.

À UFOPA e ao Curso de Pós-Graduação em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida pela parceria nesta pesquisa.

À todos aqueles, que de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

*“Mesmo desacreditado e ignorado por todos,
não posso desistir, pois para mim, vencer é
nunca desistir” (Albert Einstein)*

RESUMO

A mandioca é uma cultura de destaque no Brasil, com elevada produção e consumo. Do seu beneficiamento surgem a farinha ou fécula como produtos finais, a partir de diferentes tipos de processamento. Nesse contexto são gerados resíduos sem destino adequado, a exemplo da manipueira e da água residuária de puba. Esses efluentes são ricos em matéria orgânica, com baixo pH e presença de cianeto. Desse modo, o objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência de tratamento biológico dos efluentes, como forma de incentivo sustentável as unidades produtoras de farinha. O experimento consistiu de três sistemas, sendo utilizados lagoas facultativas (L1, L2 e L3) e reatores UASB (U1, U2 e U3) cada um tratou afluente com as seguintes proporções: (A1) esgoto bruto e água de puba (6:4); (A2) esgoto bruto e manipueira (9:1) e (A3) esgoto bruto, água de puba e manipueira (6:3:1), os quais foram preparados semanalmente um volume de 150 litros. Todos foram monitorados e avaliados através de análises físicas e químicas. A caracterização da manipueira apresentou os seguintes resultados: pH de 4,51; cianeto total de 297 mg. L⁻¹ e DQO_t de 62.493 mg. L⁻¹. Enquanto que, a água de puba apresentou pH de 3,85; cianeto total de 27,6 mg. L⁻¹ e DQO_t de 11.124 mg. L⁻¹. A estabilização do pH das lagoas em relação aos afluentes, apresentaram em todos os cinco ciclos de partida de tratamento dentro do recomendado para a capacidade tampão dos reatores UASB. Com relação a concentração de CN⁻, as lagoas (L1, L2 e L3) removeram, respectivamente, 76%, 66% e 71%. Para a DQO, foram obtidos valores de remoção global de 66% para o sistema 1, 63% para o sistema 2 e 59% de remoção no sistema 3. Os efluentes tratados dos reatores UASB demonstraram teores importantes de NTK, NH₄⁺, Pt e PO₄³⁻ para o reuso na fertirrigação. Portanto os sistemas de tratamento apresentaram viabilidade técnica e econômica na utilização de processos biológicos na elevação do pH e na remoção de cianeto, bem como, na qualidade ambiental com a retirada de grande parte da matéria orgânica biodegradada.

Palavras-chaves: Qualidade Ambiental. Processo Anaeróbio. Agroindústria. Efluentes

ABSTRACT

Cassava is a prominent crop in Brazil, with high production and consumption. From their processing flour or starch comes as final products, from different types of processing. In this context, waste is generated without proper disposal, such as handling and wastewater from puba. These effluents are rich in organic matter, with low pH and cyanide presence. Thus, the objective of this study was to evaluate the efficiency of biological treatment of effluents as a form of sustainable incentive to flour producing units. The experiment consisted of three systems, using facultative lagoons (L1, L2 and L3) and UASB reactors (U1, U2 and U3) each treated with the following proportions: (A1) raw sewage and puba water (6:4); (A2) raw sewage and cassava wastewater (9:1) and (A3) raw sewage, puba water and manipueira (6 3:1), which were prepared weekly by a volume of 150 liters. All were monitored and evaluated through physical and chemical analysis. The characterization of the cassava wastewater presented the following results: pH 4,51; total cyanide 297 mg. L⁻¹ and COD of 62.493 mg. L⁻¹. While puba water had a pH of 3,85; total cyanide 27.6 mg. L⁻¹ and COD of 11.124 mg. L⁻¹. The pH stabilization of the lagoons in relation to the tributaries presented in all five treatment start cycles within the recommended for the buffer capacity of the UASB reactors. Regarding the concentration of CN⁻, the lagoons (L1, L2 and L3) removed, respectively, 76%, 66% and 71%. For COD, overall removal values were 66% for system 1, 63% for system 2 and 59% removal for system 3. The treated effluents from the UASB reactors showed significant levels of NTK, NH₄⁺, Pt and PO₄³⁻ for reuse in fertigation. Therefore the treatment systems showed technical and economical viability in the use of biological processes in the elevation of the pH and the removal of cyanide, as well as in the environmental quality with the removal of most of the biodegraded organic matter.

Keywords: Environmental Quality. Anaerobic process. Agribusiness. Effluents

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Fluxograma dos processos produtivos da farinha de mandioca tradicional, semi-industrial mostrando em azul a via de produção da farinha seca e verde a via de produção da farinha d'água. Os processos em preto são comuns a ambos e produção de farinha seca no processo industrial.....	24
Figura 2 - Geração da manipueira após a prensagem da mandioca	25
Figura 3 - Fluxograma da geração de resíduos (sólidos e líquidos) do processamento da farinha de mandioca e fécula e formas de reaproveitamento e tratamento	27
Figura 4 - A) descarte da manipueira no solo (Comunidade Boa Sorte - Santarém (PA); B) Lançamento de manipueira e água de puba no solo sem tratamento (Comunidade Boa Esperança - Santarém (PA) e C) geração de água de puba, fermentação das raízes de mandioca em água (comunidade São Raimundo do Mojú – Mojuí dos Campos – PA).....	29
Figura 5 - Processo de liberação do cianeto	32
Figura 6 - Esquema simplificado do funcionamento de uma lagoa Facultativa	37
Figura 7 - Desenho esquemático de um reator UASB	40
Figura 8 - Representação esquemática das sequências metabólicas e grupos envolvidos na digestão anaeróbia	42
Figura 9 - Mapa de localização do experimento e coleta dos efluentes.....	48
Figura 10 - Fluxograma das etapas de processamento da farinha d'água utilizada pela casa de farinha.....	49
Figura 11 - A) Água Residuária de Puba proveniente da etapa de fermentação das raízes; B) manipueira obtida na etapa de prensagem.....	50
Figura 12 - Descrição geral do sistema experimental de tratamento dos efluentes da produção de farinha.....	52
Figura 13 - A) Localização dos afluentes à lagoas; B) lagoas facultativas; C) visão geral do sistema alimentando os reatores UASB.....	53
Figura 14 - A) Amostras após o teste de sólidos com a manipueira; B) Amostras após o teste de sólidos com água de puba.....	57
Figura 15 - A) Comportamento do pH do sistema afluente 1 e lagoa 1; B) Comportamento do pH do sistema afluente 2 e Lagoa 2; C) Comportamento do pH do sistema afluente 3 e lagoa 3	69

Figura 16 - A) <i>Box-plot</i> das médias de concentração de CN^- do sistema 1; B) concentração de CN do sistema 2; C) concentração de CN do sistema 3.....	72
Figura 17 - A) Comportamento das concentrações de CaCO_3 do sistema 1; B) concentrações de AGV do sistema 1; C) concentrações de CaCO_3 do sistema 2; D) concentrações de AGV do sistema 2; E) concentrações de CaCO_3 do sistema 3; F) concentrações de AGV do sistema 3.	75
Figura 18 - A) Comportamento do pH do reator U1, U2 e U3; B) Temperatura reatores U1, U2 e U3	76
Figura 19 - A) <i>Box-plot</i> dos valores médios das concentrações de DQO_t do sistema 1; B) concentrações de DQO_f do sistema 1; C) concentrações de DQO_t do sistema 2; D) concentrações de DQO_f do sistema 2; E) concentrações de DQO_t do sistema 3; F) concentrações de DQO_f do sistema 3.....	79
Figura 20 - A) <i>Box-plot</i> dos valores médios das concentrações de ST do sistema 1; B) concentrações de STV do sistema 1; C) concentrações de ST do sistema 2; D) concentrações de STV do sistema 2; E) concentrações de ST do sistema 3; F) concentrações de STV do sistema 3.....	82
Figura 21 - A) <i>Box-plot</i> dos valores médios das concentrações de SST do sistema 1; B) concentrações de SSV do sistema 1; C) concentrações de SST do sistema 2; D) concentrações de SSV do sistema 2; E) concentrações de SST do sistema 3; F) concentrações de SSV do sistema 3.....	84
Figura 22 - A) <i>Box-plot</i> dos valores das concentrações de NO_2^- do sistema 1; B) concentrações de NO_3^- do sistema 1; C) concentrações de NO_2^- do sistema 2; D) concentrações de NO_3^- do sistema 2; E) concentrações de NO_2^- do sistema 3; F) concentrações de NO_3^- do sistema 3...	86
Figura 23 - A) <i>Box-plot</i> dos valores das concentrações de N-NTK do sistema 1; B) concentrações de NH_3^+ do sistema 1; C) concentrações de N-NTK do sistema 2; D) concentrações de NH_3^+ do sistema 2; E) concentrações de N-NTK do sistema 3; F) concentrações de NH_3^+ do sistema 3.....	89
Figura 24 - A) <i>Box-plot</i> dos valores das concentrações de Pt do sistema 1; B) concentrações de PO_4^{3-} do sistema 1; C) concentrações de Pt do sistema 2; D) concentrações de PO_4^{3-} do sistema 2; E) concentrações de Pt do sistema 3; F) concentrações de PO_4^{3-} do sistema 3.	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização média da manipueira e água residual de lavagens encontrados na literatura	30
Tabela 2 - Quantidade de biomassa expressa em Sólidos totais e frações inoculado no reator UASB	54
Tabela 3 - Resumo dos principais parâmetros das lagoas	55
Tabela 4 - Resumo dos principais parâmetros dos reatores UASB.....	55
Tabela 5 - Valores médios do quantitativo de Biomassa de lodo nos reatores UASB	56
Tabela 6 - Parâmetros Físicos, químicos e respectivos métodos utilizados.....	58
Tabela 7 - Valores médios e desvio padrão da caracterização da manipueira e da literatura ..	62
Tabela 8 - Valores médios e desvio padrão da caracterização da água residual de puba	64
Tabela 9 - Valores médios e desvio padrão das concentrações de DQO_t e DQO_f nos sistemas experimentais	78
Tabela 10 - Valor médio e desvio padrão de ST e STV dos sistemas experimentais	83
Tabela 11 - Valores médios e desvio padrão de SST e SSV das unidades experimentais.....	83

LISTA DE SIGLAS

Ácido cianídrico – HCN

Ácido Graxos Voláteis - AGV

Amônia - NH_4^+

Amônia livre - NH_3

Calcário - ASL

Carga hidráulica volumétrica - CHV

Carga orgânica nitrogenada - CON

Carga orgânica volumétrica - COV

Cianeto total - CN

Cooperativa de produtores da Agricultura familiar de Boa Esperança - COOPBOA

Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO

Demanda Química de Oxigênio - DQO

Esgoto bruto - EB

Fósforo Total - Pt

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE

Sólidos totais - ST

Sólidos suspensos totais - SST

Sólidos totais voláteis - STV

Sólidos suspensos voláteis - SSV

Tempo de detenção hidráulica - TDH

Tempo de Retenção Celular - TRC

Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo – UASB

Reator Anaeróbio de Compartimento - RAC

Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	16
2	OBJETIVO	18
2.1	Objetivo Geral	18
2.2	Objetivos Específicos.....	18
3	REVISÃO DA LITERATURA	19
3.1	A cultura da mandioca.....	19
3.2	A economia da Mandioca no mundo e no Brasil	20
3.2.1	Economia da mandioca no Estado do Pará e município de Santarém	21
3.3	Caracterização do Processamento da Mandioca.....	22
3.3.1	Níveis de Processamento.....	22
3.3.2	Processos Produtivos.....	23
3.4	Resíduos gerados da produção de farinha de mandioca	26
3.4.1	Manipueira e Água Residuária de Puba	28
3.5	Caracterização da Manipueira e Água Residuária de Puba	29
3.4.1	pH.....	31
3.4.2	Cianeto total e Toxicidade.....	31
3.4.3	Demanda química e bioquímica da manipueira	32
3.6	Tratamento dos Efluentes da Produção de Farinha	33
3.7	Processos de Tratamento Biológico	35
3.7.1	Lagoas Facultativas	36
3.7.1.1	A influência das condições ambientais e critérios de projeto	38
3.7.2	Reator UASB.....	38
3.7.2.1	Princípios do processo e parâmetros hidráulicos de operação	39
3.7.3	Digestão anaeróbia	41
3.7.3.1	Fatores que interferem na digestão anaeróbia	42
3.8	Reatores Anaeróbios Tratando Efluentes da Produção de Farinha.....	45
3.9	Legislação de Lançamento.....	46
3.10	Efluentes Anaerobiamente Tratado no Reúso na Fertirrigação.....	46
4	METODOLOGIA	48
4.1	Local da Pesquisa	48
4.2	Caracterização do Local de Coleta dos Efluentes	49

4.3	Caracterização dos Sistemas de Tratamento.....	50
4.3.1	Partida dos reatores UASB.....	54
4.3.2	Parâmetros operacionais dos sistemas experimentais	54
4.3.3	Amostragem e caracterização do lodo anaeróbio.....	56
4.3.4	Teste de sólidos sedimentáveis e procedimentos de coleta dos efluentes.....	57
4.4	Procedimento Analítico.....	58
4.5	Análises Estatística.....	59
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
5.1	Caracterização Física e Química dos Efluentes da Produção de Farinha	60
5.2	Comportamento do pH das Lagoas Facultativas	67
5.3	Remoção de Cianeto total	70
5.4	Condições Operacionais dos sistemas.....	73
5.4.1	Alcalinidade Total e Ácidos Graxos Voláteis	73
5.4.2	pH e temperatura dos reatores UASB	76
5.5	Remoção de DQO total e filtrada.....	77
5.6	Remoção de Sólidos e suas Frações	81
5.7	Nutrientes e perspectivas para o uso na fertirrigação	85
5.7.1	Nitrito e Nitrato	85
5.7.2	Nitrogênio total (NTK e N-amoniaco)	87
5.7.3	Fósforo Total e Ortofosfato Solúvel.....	91
6	CONCLUSÃO	94
	REFERÊNCIAS	95
	APÊNDICE	108

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos maiores produtores de mandioca (*Manihot esculenta*), além de ser um grande consumidor dessa raiz, que sempre esteve presente na dieta alimentar dos brasileiros. O Estado do Pará é o maior produtor de mandioca em âmbito nacional, responsável por 20,25% dessa produção, cujo principal produto é a farinha de mesa (CAMPOS et al., 2017). A produção desse gênero constitui-se numa atividade de grande importância social. Pois é fonte de geração de renda para pequenos produtores, indústria, ou mesmo, para própria subsistência alimentar de inúmeras famílias.

Em sua fabricação ocorrem muitos problemas, sendo os principais: as precárias instalações sanitárias dos estabelecimentos de produção, a falta de padronização do produto e a sua inadequação às exigências da legislação quanto as características físico-químicas. Tanto a farinha quanto a fécula, que são os principais produtos derivados da mandioca, apresentam processamentos diferenciados, sendo em escala artesanal, semi-industrial e industrial, influenciando diversas categorias de impactos ambientais (CORRÊA FILHO et al., 2017).

Entre os impactos causados, estão aqueles oriundos dos resíduos gerados durante o processamento da farinha e da fécula, entre eles, os resíduos sólidos (partes lenhosas das raízes, porções fibrosas e bagaços) e os resíduos líquidos (água de lavagem das raízes e da prensagem originando a manipueira). Destaca-se também a geração de resíduos líquidos na produção da farinha d'água, como a água de puba, produto característico das regiões norte e nordeste do país, onde as raízes são imersas em água durante um período de tempo (INOUE et al., 2010; MODESTO JÚNIOR, 2013).

Os efluentes gerados no processamento da mandioca têm sido relatados como responsáveis por graves problemas de contaminação do ambiente (SILVA, 2010) e na qualidade de vida do agricultor. A caracterização desses efluentes encontra dificuldades devido a não padronização de suas características, reflexo da variedade de espécie de mandioca existente, da qualidade da raiz, do tipo de operação - se artesanal, semi-industrial ou industrial -, sendo as duas últimas operações associadas a quantidade de volume de efluente gerado, o que dificulta também sua caracterização (KUNZLER et al., 2013; AMORIM, 2015).

Na composição da manipueira tem-se: açúcares solúveis, amidos e os glicosídeos cianogênicos, os quais são liberados ao reagir com água formando o ácido cianídrico, substância tóxica e volátil. Além da elevada carga orgânica e nutrientes que contribuem na eutrofização de rios e quando despejado ao solo, os impactos associam-se ao equilíbrio de macro e

micronutrientes, na alteração do pH e no aumento da salinidade (FETTIG et al., 2013; DUARTE et al., 2013).

Diante desses impactos, a destinação e a disposição final desses resíduos, devem ser adequadamente estabelecidas no intuito de qualificar e certificar as empresas produtoras dos derivados de mandioca. Assim, o tratamento, bem como, o reaproveitamento dos efluentes do beneficiamento da mandioca podem apresentar gestão adequada, que visem não apenas reduzir os impactos ambientais gerados, mas proporcionar rentabilidade na atividade e valorização deste setor (GIONGO, 2011).

Ressalta-se a importância da caracterização desses efluentes devido a variedade de composição físico-química, a qual depende de fatores como a colheita, a variedade da raiz, do tipo de processamento e a escala de produção, os quais contribuem no estudo da tratabilidade desses efluentes, colaborando com as práticas sustentáveis do produtor.

O tratamento dos efluentes da produção de farinha e fécula têm destaque com o uso de sistemas de tratamento biológico, a exemplo das lagoas facultativas e biodigestores. Estes sistemas abrigam procedimentos técnicos eficientes e viáveis no tratamento da manipueira. A partir do tratamento deste efluente, cria-se uma alternativa promissora para o uso na fertirrigação, quando comparado aos limites de concentrações de nutrientes recomendados pelas resoluções ambientais (AMORIM, 2015; MENDONÇA, 2016; LEITE et al., 2016).

Diversos pesquisadores descobriram que os efluentes de fábricas de fécula ou de farinha são adequados para o processo anaeróbio, particularmente no reator UASB (Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo) (JIJAI et al., 2015). O sistema abriga vantagens em uma operação simples e tratamento de altas taxas de cargas orgânicas e hidráulicas (JORDÃO e PESSÔA, 2014). Desse modo, é possível tratar os efluentes do processamento da mandioca, em processos biológicos, como reatores do tipo UASB e lagoas facultativas.

Nesse sentido, a pesquisa propõe avaliar sistemas de tratamento que empregam processos biológicos na tentativa de verificar a otimização do processo de tratamento de efluentes do beneficiamento da farinha de mandioca, a partir do uso de lagoa facultativa, empregada na correção de pH constituindo o primeiro nível de tratamento e, posteriormente o sistema UASB, utilizado para a redução de matéria orgânica, bem como, para possibilidade de reúso na fertirrigação.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência de tratamento biológico dos efluentes oriundos do processamento da mandioca, por meio de lagoas facultativas e reatores Anaeróbio de fluxo ascendente - UASB, como forma de incentivo sustentável as unidades produtoras de farinha do Oeste do Pará

2.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar os efluentes da produção de farinha de mandioca como forma de identificando impactos ambientais e potencialidades de uso sustentável de tratamento e reaproveitamento;
- Avaliar a remoção de cianeto e estabilização do pH, em lagoas facultativas como alternativa simplificada e de baixo custo, para posterior tratamento em reator UASB;
- Investigar a tratabilidade da manipueira e água de puba diluídas com esgoto doméstico, em sistemas de lagoas e reatores UASB e comparar as eficiências de tratamento de cada sistema;
- Avaliar a eficiência dos sistemas estudados, bem como, os efluentes tratados, de acordo com as normas de lançamento e prever reúso na fertirrigação, afim de gerar rentabilidade ao produtor e qualidade ambiental.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 A cultura da mandioca

Originada no extremo sul da Amazônia brasileira, a mandioca fornece alimento básico a milhares de pessoas, cerca de 800 milhões em todo o mundo. É uma cultura presente em mais de 100 países dos trópicos e sub-trópicos úmidos, pertencente à família *Euphorbiaceae*, cuja espécie comumente cultivada é a *manihot esculenta* Crantz (OLSEN e SCHAAL, 1999; ALLEM, 2002; RAY e SWAIN, 2012).

Presente ao longo da costa leste da África e no sul da Ásia, o cultivo desse tubérculo expandiu-se notadamente no século 20, surgindo como uma nova e importante cultura alimentar na África Subsaariana, Índia, Indonésia e Filipinas (FAO, 2013). Hoje é cultivada por milhões de pequenos agricultores em mais de 100 países, sob uma variedade de denominações locais como mandioca no Brasil, ycaïn em Honduras, akpuin na Nigéria e entre outros.

A exportação da mandioca do Brasil para a costa atlântica da África começou após as conquistas ibéricas em 1800. Herdada pela civilização indígena, o cultivo da mandioca no Brasil iniciou-se há 3.500 anos, eventualmente pelos povos tupis na Bacia Amazônica (ROOSEVELT et al., 1996). A *manihot esculenta* apresenta características rústicas de cultivo, sendo altamente tolerante a solos ácidos, nos quais forma uma associação simbiótica com fungos do solo, o que auxilia na absorção de fósforo e micronutrientes. A mandioca também se adapta em regiões de precipitação baixa ou imprevisível, o que levou os portugueses a disseminá-la por outros continentes, incorporando-a nos seus processos produtivos, e na alimentação humana e animal (FAO, 2013; FILGUEIRAS e HOMMA, 2016).

Tornando-se o principal alimento na dieta indígena, a planta é considerada venenosa com teores de ácido cianídrico (HCN) de 15 até 400 mg por quilo de raiz. Dessa raiz existem duas espécies de mandioca: a mandioca-brava (*manihot esculenta*), possuindo raízes venenosas, que podem transformar-se em farinha comestível por meio de processos adequados, e a mandioca-doce (*manihot utilíssima*). Ambas são diferenciadas pelo gosto amargo da mandioca brava, pela alta concentração de HCN, com teor maior que 300 mg. kg⁻¹, enquanto as intermediárias com teores entre 180 – 300 mg. kg⁻¹ e as doces ou mansas, com teor baixo de 180 mg. kg⁻¹ (SÁNCHEZ, 2004; REIFSCHNEIDER et al., 2015).

3.2 A economia da Mandioca no mundo e no Brasil

A mandioca é a quarta cultura mais importante do mundo, principalmente na África (FAO, 2017), onde a produção média estimada foi de 154.773,25 milhões de toneladas de 2014 a 2017, seguido da Ásia com aproximadamente 88.686,5 milhões e América Latina atingindo 31.737,00 milhões, de acordo com os dados do relatório semestral sobre mercados globais de alimentos realizada pela Organização das Nações Unidas para a Agricultura e alimentação - FAO.

Segundo a FAO em 2011, o Brasil era o segundo maior produtor de mandioca com 25,3 milhões de toneladas, contudo em 2017 a produção brasileira caiu para 20,1 milhões de toneladas, colocando o país em quarto lugar em produção do mundo, superado pela Nigéria, Tailândia e Indonésia (FAO, 2017; CEPEA, 2018).

Ainda nesse cenário o Brasil apresenta perspectiva de crescimento da demanda dos produtos e derivados da mandioca, a exemplo da fécula, chips e farinha, além da inclusão mais ativa do país no mercado internacional na condição exportador, em razão da exclusividade ao mercado interno, desempenhando baixo índice de exposição dos produtos em relação aos padrões internacionais e colocando o país na posição antagônica de importador, devido a poucas mudanças no setor de produção e no uso sustentável dos recursos naturais (ALMEIDA et al., 2018).

A mandioca é cultivada em todo o território brasileiro, da região norte ao sul do país, sendo exercida em sua maioria por pequenos produtores. De produtor a consumidor, o Brasil apresenta destaque na produção de farinha e a extração de amido. O tubérculo é apreciado na dieta alimentar dos brasileiros devido ao cultivo fácil e adaptação às condições de clima e solo, com elevado valor energético (FILGUEIRAS e HOMMA, 2016).

Embora tenha sido destaque entre os cinco maiores produtores mundiais de mandioca, a produtividade no mercado interno desse tubérculo diminuiu nos últimos anos, atingindo cerca de 23,71 milhões de toneladas no ano de 2016, com área colhida de 1,55 milhões de hectares. Enquanto em 2017 a produção de mandioca no país reduziu para 18.876,470 milhões de toneladas, safra inferior a 20,38% em relação a 2016.

A região Norte lidera a produção de mandioca com 36,1%, seguida da região Nordeste com 25,1%, região Sul com 22,1%, enquanto na região Sudeste e Centro-Oeste detêm as menores produções, com valores respectivamente de 10,9% e 5,8% em 2017 (CONAB, 2017; IBGEa, 2017; EMBRAPA, 2018).

3.2.1 Economia da mandioca no Estado do Pará e município de Santarém

De acordo com os dados da Produção Agrícola Municipal do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, o estado do Pará aparece em primeiro lugar em produção de mandioca na região norte, assim como no país, com uma produção em 2015 em torno de 4.7 milhões de toneladas, seguido de 4.263.013 e 4.34.797 toneladas, respectivamente nos anos 2016 e 2017. Posteriormente, aparece o estado do Paraná com produção de 3.288.355 toneladas no ano de 2017 (IBGEb, 2017).

A participação do Pará na produção de mandioca atribui-se a um significativo número de casas de farinha, que na sua essência são compostas por familiares, prevalecendo uma cultura importante na elaboração de produtos desde a goma, bijus, tapiocas e ao tucupi, que desempenha forte influência socioeconômica na população (GROXKO, 2017). Segundo o autor, nas principais cidades do estado, os produtos da mandioca têm um expressivo comércio em mercados e feiras livres nas suas variadas formas como a mandioca em raiz, a farinha de tapioca, com destaque para o uso das folhas e a farinha, tendo este com maior consumo “per capita, estimado em 35 kg/ano.

A distribuição geográfica da produção de mandioca não é uniforme, principalmente na Amazônia, onde as concentrações maiores estão próximas às cidades e ao longo dos rios de maior densidade populacional. Ainda assim, considera-se baixa a produtividade desse cultivo em relação ao potencial de produção, dada a fatores agronômicos como a cultura em solos de baixa fertilidade e a menor variabilidade genética de produção das culturas de mandioca usadas pelos produtores (OLIVEIRA et al., 2014).

Em relação aos municípios do Estado do Pará, o município de Acará é líder na produção de mandioca, com 356.000 toneladas. A cidade de Santarém ocupa o segundo lugar, com 217.700 toneladas, enquanto que os municípios de Oriximiná e Portel ocupam o terceiro e quarto lugar, produzindo, respectivamente, cerca de 192.000 e 133.750 toneladas, em 2017 (IBGEc, 2017).

3.3 Caracterização do Processamento da Mandioca

3.3.1 Níveis de Processamento

Com presença em todo o território brasileiro, a cultura da mandioca é explorada em duas modalidades, uma voltada à subsistência e consumo animal, outra voltada às lavouras comerciais de grandes extensões, abrangendo o consumo principal de fecularias e farinhas (GROXKO, 2011). A partir dessas estruturas importantes, os sistemas produtivos do beneficiamento da mandioca se apresentam de modo diversificado no Brasil, em razão de fatores sociais e econômicos. Essas estruturas em questão são as chamadas Farinhas e Casas de Farinha, a primeira é caracterizada pelo tipo agroindustrial com um estilo de trabalho profissional e marcas próprias, enquanto que a segunda está associada ao método tradicional de produção, com menos estrutura profissionalizada, e maior presença de marcas informais, como a base de trabalho familiar e setores informais (GRANÇO et al., 2005).

A industrialização da mandioca também contempla outros segmentos e classificações citados por Granço et al., (2005). Segundo Dias et al., 1998, as classificações perpassam pelo fator *primitiva*, na qual a elaboração é totalmente manual com o uso do “tipiti” no enxugamento da massa; a *rústica* de feição também totalmente manual, embora no enxugamento usa-se a prensa de madeira ao invés do “tipiti”; a *semi-rústica*, cuja a produção apresenta forno construído com parede de taipa e ralador mecânico e, por fim o fator *semi-desenvolvida*, no qual o forno é construído de tijolo e ralador mecânico.

Modesto Júnior e Alves (2013) traçaram o perfil das agroindústrias de farinha de mandioca operacionalizadas pela agricultura familiar e por cooperativas. Estas fazem uso dos diversos sistemas de processamento fabricando a farinha tanto de forma totalmente artesanal, como de forma semi-industrial e industrial e são difundidas em grande parte dos estabelecimentos dos municípios do Pará.

Nesse sentido, a produção da farinha de mandioca e da tapioca tornam-se um excelente potencial para a organização de pequenos negócios rurais na Amazônia, no entanto, os processamentos da mandioca na maioria dos estabelecimentos é baseada em empreendimentos informais, que processam as raízes pelo método artesanal, embora as unidades estejam migrando para empreendimentos de processo semimecanizado (MODESTO JÚNIOR e ALVES, 2015).

3.3.2 Processos Produtivos

No beneficiamento da mandioca, tanto da cadeia agroindustrial e tradicional considera o fluxo dos produtos composto de quatro segmentos ou elos: produção de matéria-prima, processamento, distribuição e consumo (ALVES e VEDOVOTO, 2003).

No contexto da produção de fécula, a obtenção deste produto está relacionada ao processamento das raízes e as formas de operação das fecularias. A qual pode ser realizada por pequenas unidades artesanais, que alcançam a capacidade de 100 ton/dia de raízes processadas, as semi-industriais com média de 200 ton/dia, e as industriais com mais de 1000 ton/dia de raízes (ALVES e VEDOVOTO, 2003).

Aos processos produtivos da farinha se classificam em três grupos básicos: farinha seca, farinha d'água e farinha mista. A primeira é a mais consumida no Brasil, enquanto a segunda, chamada de farinha de puba, é a mais comercializada e consumida na região norte, sendo que agregam diferentes proporções nesse produto de farinha seca, tornando a farinha mista (EMBRAPA, 2003, MODESTO JÚNIOR E ALVEZ, 2015).

A seguir, é apresentada uma breve descrição sobre os processos produtivos da fécula e da farinha de mandioca.

a) Fécula

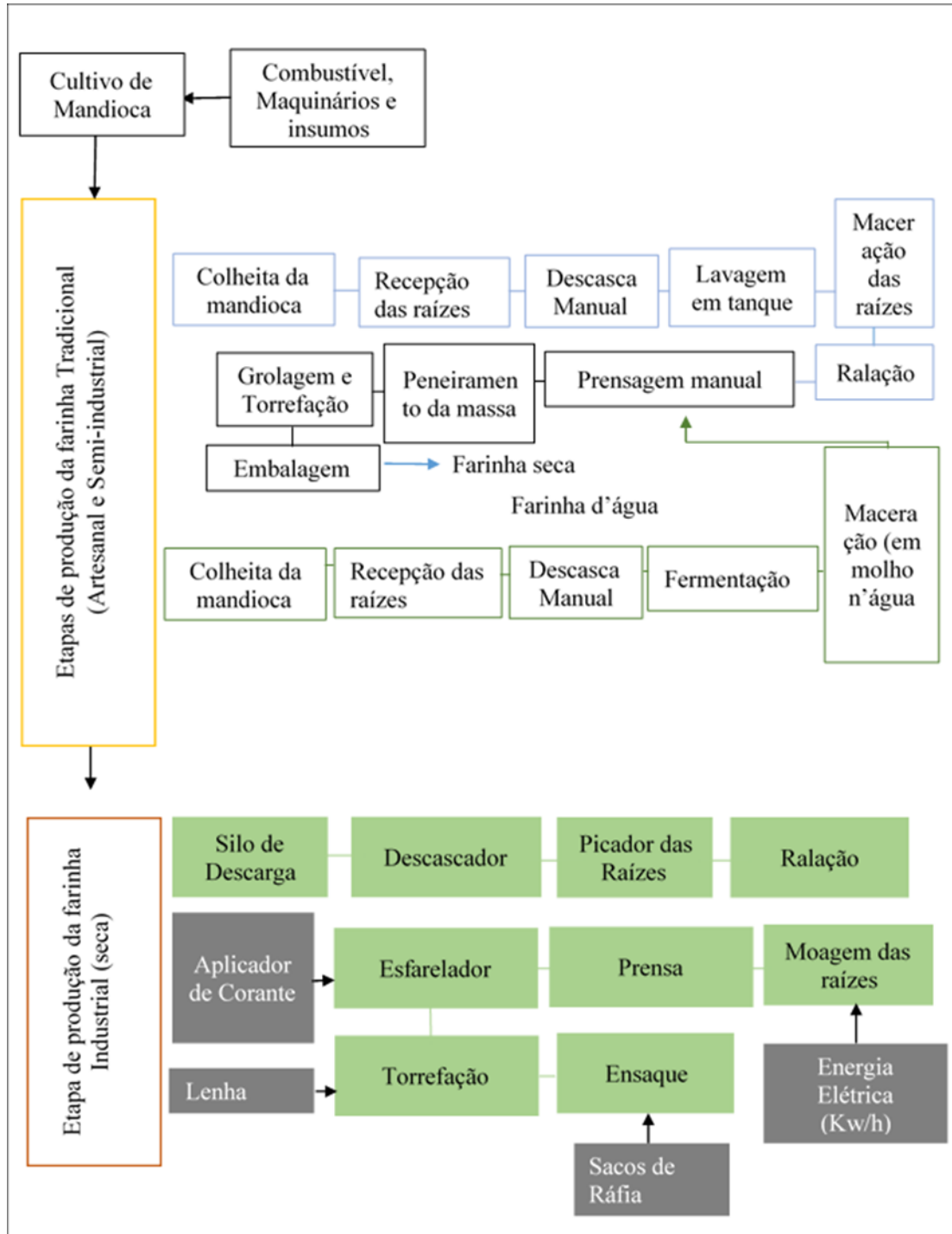
De modo geral, a produção da fécula se defini inicialmente na Colheita, etapa da eliminação das folhas e pequenos caules, em seguida, ocorre a recepção (descarga) e pesagem da mandioca. Posteriormente, a matéria-prima passa pela pré-lavagem onde as sujeiras mais pesadas são removidas das raízes, que seguem na lavagem e descascamento. Após a lavagem, a trituração auxilia na redução das raízes e facilita as etapas finais do processo, como a desintegração. Para se obter a extração do “amido de leite” utiliza-se métodos de separação e lavagem das fibras, resultando em amido e água vegetal que seguem para a purificação, a qual é concentrado, filtrado e desidratado a uma umidade de 45% (SOUSA DE JESUS e CIRANI, 2014).

b) Farinha

Os processos de produção da farinha estão descritos na figura 1, a qual inicia pela colheita, seguida pelo descascamento manual realizada no processo tradicional e semi-industriais. Na etapa seguinte realiza-se a lavagem para remoção de areia e outras impurezas. Para a produção de farinha d'água, as casas de farinha adotam o procedimento de fermentação

das raízes em água, armazenados em tanques. Em casas tradicionais esse processo de submersão ocorre em igarapés (PORTELLA, 2015; DERNADIN e KOMARCHESKI, 2015).

Figura 1: Fluxograma dos processos produtivos da farinha de mandioca tradicional, semi-industrial mostrando em azul a via de produção da farinha seca e verde a via de produção da farinha d'água. Os processos em preto são comuns a ambos e produção de farinha seca no processo industrial.



Fonte: Adaptada de DERNADIN e KOMARCHESKI (2015); CORRÊA FILHO ET AL., (2017).

No processo de maceração ocorre o amolecimento das raízes de mandioca, como relata Campbell e Platt (1987), as raízes sofrem um processo de fermentação natural durante um período de 3 a 8 dias para a obtenção da farinha d'água e mista (PORTELLA, 2015; PIMENTEL et al., 2001).

A etapa de prensagem é comum a ambos os processos, com modificações apenas na estrutura de equipamentos. No caso das casas de produção semi-industriais a prensagem é disposta em sacos de rafia sobreposta até o limite de prensas, com pistão hidráulico ou prensa parafuso de madeira. Sendo conduzidas por equipamentos elétricos, tornando a extração mais eficiente, gerando maior praticidade e exigindo baixo esforço físico do trabalhador (ARAÚJO e LOPES, 2009), conforme a figura 2.

Figura 2: Geração da manipueira após a prensagem da mandioca



Fonte: autor, 2019

Após a prensagem ocorre o peneiramento que retém fragmentos mais grosseiros, sendo utilizadas, no caso mecânico, peneiras vibratórias à base de motor elétrico (ARAÚJO e LOPES, 2009; PORTELLA, 2015). Somente após essas etapas deve-se prosseguir para a torrefação.

3.4 Resíduos gerados da produção de farinha de mandioca

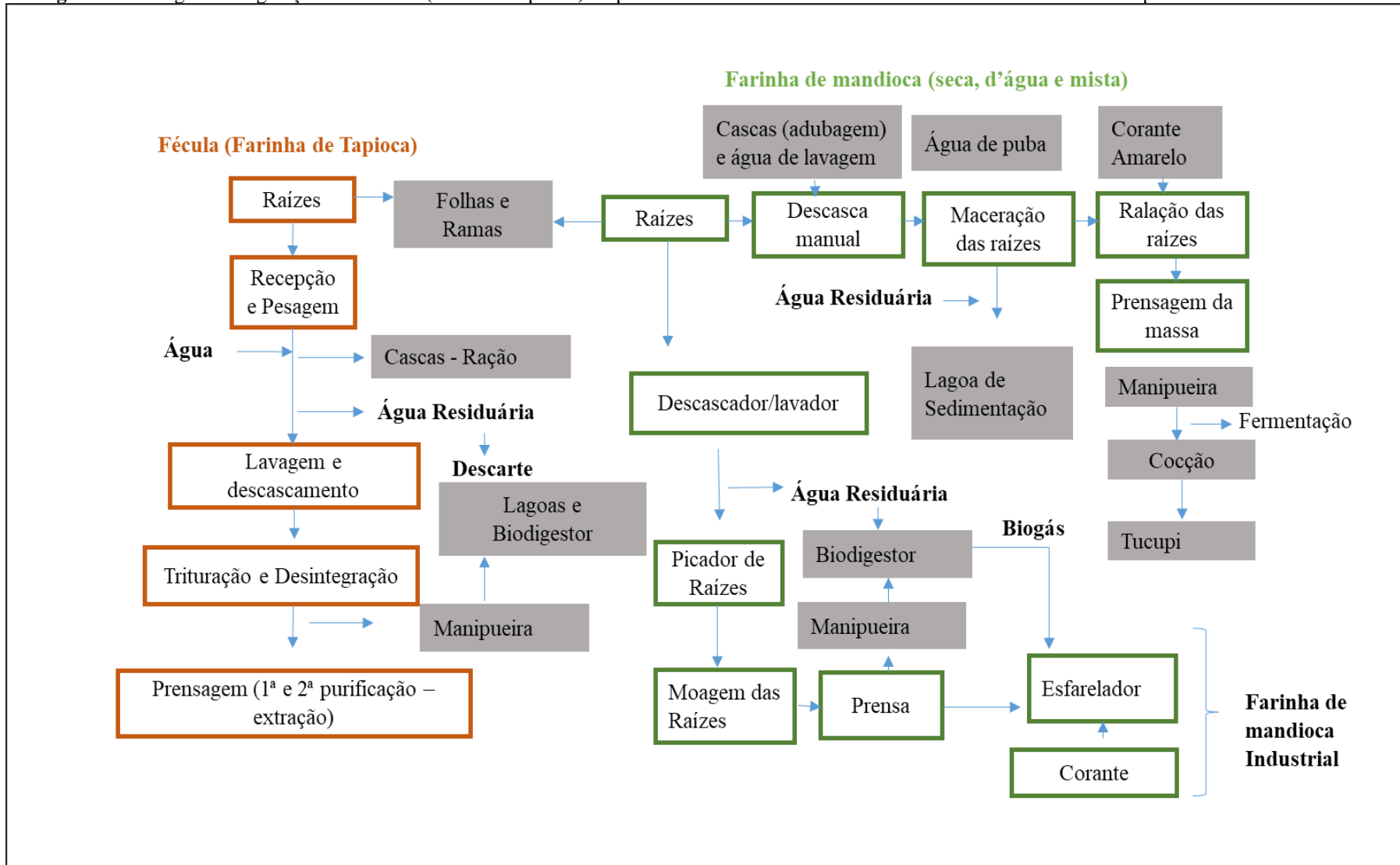
A partir dos processos do beneficiamento da mandioca para a produção de farinha, assim como, da extração de fécula são gerados os resíduos sólidos e líquidos de toda a cadeia produtiva. Esses resíduos apresentam também características próprias em relação a cada tipo de processamento (tradicional, semi-industrial e industrial) são diferenciados em cada região, principalmente na região norte.

Desse modo, a produção de farinha de mandioca e fécula em processos menos elaborados comumente encontrados em casas de farinhas artesanais ou por processos industriais, contribuem para as diversas categorias de impactos ambientais, bem como, apresenta alternativa sustentável de reaproveitamento dos resíduos, em todo o processo de produção, conferindo-lhe importância tanto social como econômica e ambiental (CORRÊA FILHO, et al, 2017).

Segundo Ohimain et al., (2013), as etapas do beneficiamento da produção de farinha de mandioca e de fécula relacionadas à geração de resíduos são: colheita, descasca e limpeza, maceração, picagem e prensagem. Durante o processamento de maneira geral são obtidos os resíduos sólidos (folhas e ramas, casca e raspas, crueira e descartes) e líquidos (água de lavagem, de armazenamento e manipueira) além de emissões atmosféricas (poeira, fumaça e gases atmosféricos) geradas pela queima da lenha (AMORIN, 2015).

No fluxograma (Figura 3), é apresentado com maior detalhe a geração e destinação dos resíduos líquidos e sólidos gerados na produção de farinhas tradicionais (artesanal e semi-industrial) e obtenção da fécula, segundo Larotonda (2002), Leão (2013) e Corrêa Filho et al., (2017). Além disso, o fluxograma apresenta as formas de reaproveitamento dos subprodutos (derivados) e tratamento que serão descritas posteriormente.

Figura 3: Fluxograma da geração de resíduos (sólidos e líquidos) do processamento da farinha de mandioca e fécula e formas de reaproveitamento e tratamento



Fonte: Adaptado de Larotonda (2002) e Corrêa Filho et al., (2017); Leão (2010)

3.4.1 Manipueira e Água Residuária de Puba

O estudo sobre a manipueira tem merecido destaque nos últimos anos, devido à versatilidade de usos que este resíduo vem apresentando em diversas pesquisas científicas. Com denominação de origem tupi-guarani que significa “o que brota da mandioca”, durante a fabricação da farinha em média são gerados cerca de 300 litros de manipueira por tonelada de raiz processada (CEREDA, 2001).

Este valor representa 30% da matéria prima, enquanto em fecularias esse número aumenta passando para 60% ou mais do peso da matéria-prima processada ocasionando um volume de efluente maior em industriais. Além dessa quantidade, a manipueira apresenta todos os constituintes presentes na raiz, inclusive açúcares (CEREDA, 1996; WOSIACKI e CEREDA, 2002).

Ferreira et al., (2001) destacam que a manipueira provem da raiz ou suco celular após a prensagem, a qual é misturada às águas de lavagem das raízes. No entanto, especificamente no estado do Pará, a manipueira recebe outro nome peculiar, chamado de “tucupi” (CHISTÉ et al., 2010), a qual é originado apenas de raízes de polpa amarela, sem passar por nenhum processo fermentativo das raízes, diferenciando da manipueira extraída de raízes de polpa branca, que são descartas diretamente do solo.

Além disso, a maioria de casas de farinha de porte artesanal e semi-industrial têm realizados as destinações da manipueira separadamente, uma vez que, não é misturada com a água residual de puba. Em fecularia na purificação do amido, a água utilizada dilui a manipueira, diminuindo sua carga orgânica e teor de cianeto, embora apresente volume grande de efluente. Na produção de farinha gera-se em torno de 267 a 419 litros de manipueira para cada tonelada de raiz (CEREDA, 2000; CEREDA, 2001).

A gestão incorreta dos resíduos e dos efluentes do processamento da farinha de mandioca e de fécula tem contribuído para o crescimento de impactos ambientais. Problema observado tanto por pequenas unidades fabris como em atividades de produção desenvolvidas, esses resíduos podem ser extremamente danosos se não forem tratados de maneira adequada (CEREDA, 2003; SOUZA et al., 2015; MARTINEZ e FEIDEN, 2017).

A figura 4 apresenta o descarte da manipueira no solo sem tratamento (A), assim como, a água de puba, depois do processo de fermentação e imersão das raízes de mandioca (C), e disposição dos efluentes no solo (B).

Figura 4: A) descarte da manipueira no solo (Comunidade Boa Sorte - Santarém (PA)); B) Lançamento de manipueira e água de puba no solo sem tratamento (Comunidade Boa Esperança - Santarém (PA) e C) geração de água de puba, fermentação das raízes de mandioca em água (comunidade São Raimundo do Mojú – Mojú dos Campos – PA).



Fonte: autor, 2019

Outra geração de resíduos do processamento da farinha de mandioca é a água residual de puba, que advém da imersão das raízes em água durante 3 a 8 dias de fermentação. Tais características como o pH, a quantidade de nutrientes e matéria orgânica são poucos destacados e determinados na literatura sobre esse tipo de efluente gerado durante a fabricação da farinha d'água.

3.5 Caracterização da Manipueira e Água Residuária de Puba

Com relação a caracterização, os resíduos do processamento da farinha ou fécula, apresentam composição diferenciada devido ao tipo de fabricação, a escala de produção e o nível de eficiência de extração.

Esses efluentes apresentam problema de toxidez, causado pela presença de glicosídeo, produto da quebra da linamarina substância presente na mandioca, o qual é potencialmente solúvel em água o que leva à formação do ácido cianídrico - HCN, exigindo tratamento adequado para o destino final (GODOY e SANTOS, 2002; COLIN et al., 2007; GARCIA et al., 2014).

Outra característica presente nos efluentes da produção de farinha e fécula é o elevado teor de potássio (K), magnésio (Mg), Cálcio (Ca) e fósforo (P), em comparação com outros resíduos, os efluentes também apresentam maiores teores de Nitrogênio (N), o qual juntamente com o fósforo e o potássio são elementos essenciais para o crescimento das plantas (PINHO, 2007; MAGALHÃES et al., 2016).

A variação média das características da manipueira, bem como, da água residual pode ser observada na tabela 1. Dentre os autores que utilizaram como substrato a manipueira de modo separado, coletada abaixo da prensa de massa ralada advindas de fábricas de farinha pode-se citar: Barana (2000), Monteiro (2015) e Tschoeke et al., (2017).

Tabela 1 - Caracterização média da manipueira e água residual de lavagens encontrados na literatura

Caracterização	Manipueira (Fecularias e Farinheiras)				Água Residuária (lavagem)	
	<i>Barana</i> (2000) *	<i>Feiden</i> (2001) *	<i>Monteiro</i> (2015) **	<i>Leite et al.</i> , (2016) *	<i>Tschoeke et al.</i> , (2017) *	<i>Cereda</i> (2001) ***
pH	-	-	3,9	5,1	3,96	5,50
DQO	62,3	11484	101,38	65000	158.347	500,00
DBO	-	-	29,2	31900	108.354	-
Cianeto livre	-	10	-	-	-	-
Cianeto total	112,2	19	-	51,3	-	20,00
Carbono	12.330	-	33,40	-	-	-
Ferro	12,4	-	-	-	-	-
Alcalinidade	-	-	-	-	-	-
Fósforo	325	74	-	-	396	-
Nitrogênio	1242	420	2,14	67,6	110	-
Potássio	1972	1215	-	2084	-	-
Enxofre	60	9	0,46	-	-	-
Cálcio	838	-	-	-	-	-
Sólidos Totais	5,54	9,2	92,9	-	110,225	0,54
Sólidos Voláteis	4,76	2,58	73,4	-	78,320	0,51
Sólidos Fixos	-	2,8	19,5	-	31,905	-

* mg/L; ** g/L e *** %.

Com relação a água residual do processo de lavagem, poucos estudos abordaram especificamente a caracterização desse tipo de efluente. No estudo de Cereda (2001) os dados médios experimentais sobre os parâmetros pH, DQO, Cianeto total e sólidos totais e voláteis mostrou que esse tipo de efluente apresenta contaminantes em níveis importantes, conforme a tabela 1.

Para a caracterização de água residual de puba não foram encontrados trabalhos especificamente sobre dados de nutrientes, DQO e sólidos, sendo que outros estudos a identifica em termos de pH, acidez volátil e HCN, provenientes de industriais de polvilharia.

A água residual, assim como, a manipueira pode apresentar variadas concentrações de matéria orgânica e potencial tóxico, pois depende da forma de processamento e o tipo de raízes

entre outros fatores (AVANCINI et al, 2007; SANTOS, 2009; CHISTÉ et al., 2012; HEYDT et al., 2015).

3.4.1 pH

Dentre suas composições, a manipueira possui baixos valores de pH, as quais foram encontradas em torno de 4,08 em trabalhos de Duarte et al., (2012). Nos estudos de Chisté e Cohen (2011), verificaram o pH da manipueira providas do Estado do Pará, as quais encontraram faixa de pH, após a extração da manipueira em torno de 6,3, que no processo de fermentação durante 24h, 48h e 72h apresentaram variação de pH em torno de 6,2, 4,0 e 3,6, respectivamente. O pH é um fator importante nas atividades de enzimáticas e que influência no aumento do teor de acidez durante o processamento da farinha.

3.4.2 Cianeto total e Toxicidade

A mandioca apresenta composição basicamente por água e carboidratos e um dos fatores que determina a forma de aproveitamento dessa raiz é o composto cianogênico, a qual pode variar para diferentes cultivares de mandioca, estes compostos estão presentes em todas as partes da planta e são altamente tóxicos (PINTO, 2008).

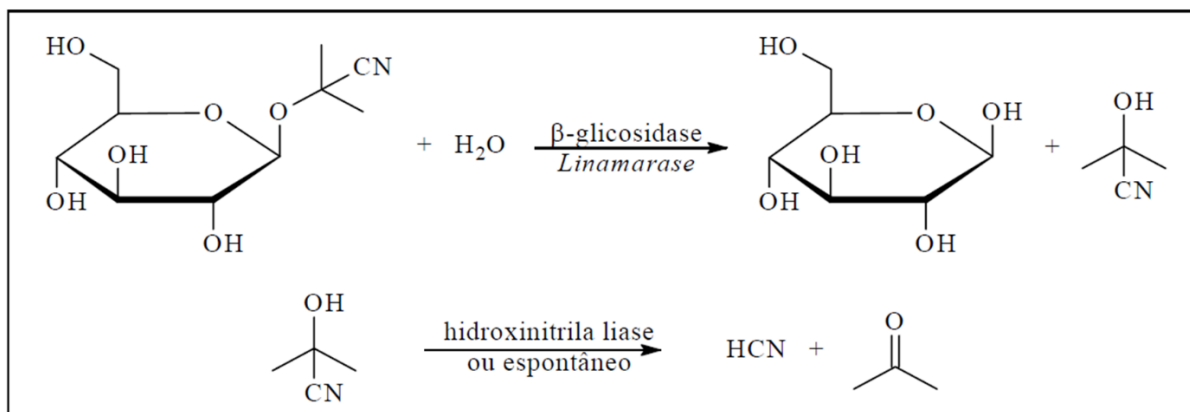
Segundo Cereda (1996), no tratamento de águas residuárias do processamento da mandioca um dos entraves é a presença de glicosídeos cianogênicos tóxicos como a linamarina e lotaustralina, as quais são responsáveis pela geração de cianeto no resíduo tornando-o venenoso aos organismos aeróbios. Além disso, suas concentrações são bastante significativas já que a produção da farinha de mandioca gera entre 267 e 419 litros de manipueira para cada tonelada de raiz processada. A exemplo de uma indústria farinheira de médio porte, com uma estimativa de processamento em torno de 260 t./mês de raiz, pode gerar em torno de 104 mil litros de manipueira/mês.

De fato, o teor de cianeto pode variar de acordo com variedade da mandioca, bem como, relacionado ao processamento da raiz, que pode influenciar na liberação dos glicosídeos e, conseqüentemente, nas concentrações de cianeto presente na manipueira (CEREDA, 2002 e AMORIM, 2016).

Ao que se refere a formação do cianeto total, a mandioca apresenta em suas folhas e raízes a linamarina. A catalisação dela ocorre pela enzima linamarase, a qual é hidrolisada formando produtos como a glicose e a acetona cianídrica (alfa hidroxinitrilas). Este composto

é hidrolisado novamente e catalisado pela enzima hidroxinitrila liase, gerando como subproduto o ácido cianídrico e as cetonas correspondentes (ADAMOLEKUN, 2012). Conforme é apresentada a seguir na reação cianogênese em mandioca (figura 5).

Figura 5: Processo de liberação do cianeto



Fonte: Cooke (1978)

Nos processos de redução do cianeto de um efluente final de tratamento anaeróbio, estudos mostraram a redução na concentração de cianeto total. Esta redução ocorre principalmente na fase metanogênica do tratamento, embora não há muitos esclarecimentos sobre a forma de redução e o destino da linamarina. Compreende-se que, a degradação dos compostos cianogênicos, pode suceder através de diversas atividades microbianas e também por enzimas autóctones, citado anteriormente, presente na raiz da mandioca (OLIVEIRA, 2003).

A toxicidade do cianeto é verificada de várias formas para os organismos aquáticos, terrestres e aéreos, a qual atua no organismo através do bloqueio do transporte de oxigênio para as células. Este componente liga-se irreversivelmente às células no processo respiratório. Esse processo ocorre pelo fato de o íon Fe⁺² não ter afinidade com o cianeto, porém tem ligação ao íon Fe⁺³ bloqueando toda a cadeia respiratória (IGEÑO et al., 2007; BHATTACHARYA e FLORA, 2009).

3.4.3 Demanda química e bioquímica da manipueira

A manipueira é um resíduo líquido de elevada matéria orgânica. Tais concentrações são representadas pela DQO e DBO, sendo parâmetros fundamentais nos estudos de caracterização

de esgotos e de efluentes industriais (VON SPERLING, 1996). Quando realizada simultaneamente com a DBO pode-se constatar a biodegradabilidade dos efluentes (AMORIM et al., 2013).

Quando analisando “in natura”, a manipueira apresenta potencial poluidor de 25 vezes a do esgoto doméstico, e no caso da manipueira de fecularia encontra-se mais diluída, contudo, mantém esse potencial de 12,5 vezes a do esgoto (BARANA, 2008). A mesma autora relata que a carga orgânica pode chegar a 100 g DQO.L⁻¹, referindo-se que a maior parte desse constituinte é devida a presença de açúcares solúveis. Em seu estudo foi encontrada na manipueira 14,7 g de glicose L⁻¹, o que correspondeu a 29% da matéria orgânica presente e 22 g de frutose. L⁻¹ equivalente a 42% desta.

De acordo com Sun et al., (2012), a produção média de efluentes de fecularias gera-se em torno de 20 a 60 m³ de manipueira por tonelada processada, apresentando altos valores de DQO (Demanda Química de Oxigênio) em torno de 10.496 mg.L⁻¹ e de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) com valor de 6.300 mg.L⁻¹. Com relação à manipueira de farinheiras a concentração pode ocorrer de 6 a 10 vezes mais que as de fecularias (BARANA, 2000; FEIDEN, (2001).

A versatilidade das características da manipueira estão identificadas em trabalhos como de Paixão et., (2000) obtendo valores de 8,2 g/L de DBO e 10,36 g/L de DQO; Colin et al., (2006) alcançaram 1,69 ± 0,75 g/L de DBO e 4,8 ± 0,81 g/L de DQO; Zhang et al., (2010) apresentou valores de DQO em torno de 24,58 ± 0,29 g/L e Sun et al., (2015) encontraram valores de 6,3 g/L de DBO e 10,50 g/L de DQO.

Essa diversidade de características que ela possui pode está relacionado as formas de produção, os tipos de cultivares de raízes, as quais são influenciadas pelo clima e solo (Zhang et al., 2010). Dessa forma, é necessário mapear a carga orgânica gerada por esses efluentes antes de se buscar uma alternativa de solução e de estudo desses efluentes (TSCHOEKE et al., 2017).

3.6 Tratamento dos Efluentes da Produção de Farinha

De modo geral os efluentes do processamento da mandioca têm um destino inadequado, sendo despejados em valas de contenção ou em lagoas sem prévia execução de projeto, as quais são bastantes empregadas em várias regiões do país a uma simples escavação, contribuindo

com a contaminação do lençol freático, desencadeando maus odores e problemas com insetos e vetores (CEREDA, 2000b; CONCEIÇÃO et al., 2013).

Um panorama geral da destinação dos efluentes gerados é descrito por Wosiacki e Cereda (2002) e enfatizado por Feiden (2000), que destacam a utilização de tratamento convencional por feculárias industriais das regiões sul e sudeste do país. Este inclui o uso de lagoas aeradas mecanizadas, de decantação e polimento, sendo o mais comum o uso de lagoas que envolvam o tratamento preliminar como o separador de casca, decantadores primários, caixa ou lagoa de neutralização. Esses sistemas convencionais são comuns no estado do Paraná, estado com grande quantidade de feculárias.

No Brasil, as lagoas são amplamente empregadas em tratamento de esgoto e apresentam boa eficiência de remoção de poluentes (VON SPERLING, 1996). Essa prática de uso de lagoas foi estudada por outros pesquisadores e encontrada em unidades fabris de produção de farinha ou fécula. Como cita Tonello et al., (2011), que avaliaram a eficiência de lagoas de estabilização, constituída de 4 lagoas dentre elas: facultativa com área de 3600 m² e profundidade de 3 m; outras duas lagoas facultativas e maturação. Nelas a redução de DBO e DQO foram de 80% e 85%, respectivamente.

No entanto, há controvérsias sobre o uso de lagoas de estabilização, apesar da difusão de tratamento por esses sistemas, a demanda por área apresenta dificuldades em muitos casos para produtores de pequenas escalas (MAGALHÃES et al., 2013). Além do Brasil, muitas indústrias processadoras de fécula como a Tailândia, Vietnã e Kerala na Índia, baseiam-se em processo simples de tratamento biológico, as quais dispõem de lagoas anaeróbias (UBALUA, 2007).

Conforme Oliveira et al., (2001) e Kamaraj et al., (2006), as lagoas anaeróbias são eficazes na minimização da toxicidade de cianeto desses efluentes. Assim como, Rajbhandari e Annachhatre (2004) encontraram remoções de até 95% de DBO e DQO utilizando sistema de lagoa anaeróbia e facultativa.

Novas tendências e alternativas de tratamento estão sendo reconhecidas e aplicadas em biorrefinarias de resíduos da indústria de amido. Sánchez et al., (2017) fazem uma revisão dessa tendência com a transformação de lagoas de tratamento convencionais em lagoas cobertas, com experiências bem-sucedidas no Brasil.

Os autores salientam que o uso de digestores anaeróbios poderia tornar uma medida mais rentável as unidades produtoras de farinha, o que gera formas de produção mais limpa. A eficiência de redução geral de DQO e cianeto pode chegar a 96% e 98%, respectivamente.

3.7 Processos de Tratamento Biológico

Similarmente aos processos biológicos que ocorrem na natureza, o tratamento biológico de águas residuárias também apresentam os mesmos mecanismos de conversão da matéria orgânica em produtos mineralizados. Em ambiente natural, isso ocorre após o despejo de esgoto em corpo hídrico, a qual inicia o fenômeno de autodepuração. Desse modo, o mesmo fenômeno é produzido em estações, contudo emprega-se a introdução de tecnologia, em condições de controle e taxas mais elevadas (VON SPERLING, 1996).

Essa característica os torna menos onerosos em relação aos tratamentos físicos e químicos, em razão da biodegradabilidade presente em esgotos ou efluentes de frações orgânicas, como é o caso, dos efluentes da produção de farinha.

Isso porque, a matéria orgânica biodegradada é convertida em subprodutos como os sólidos, produção de lodo, líquidos e gasosos, as quais resultam em CO_2 e CH_4 . Nesse processo, as bactérias metabolizam os constituintes biodegradáveis dissolvidos e particulados em produtos finais aceitáveis. Essas bactérias atuam na oxidação da matéria orgânica carbonácea na presença ou não de oxigênio, denominadas de aeróbias ou anaeróbias (GRAY, 2004; CHERNICHARO, 2007; METCALF e EDDY, 2016).

Nos processos anaeróbios a oxidação é realizada por etapas diferenciadas, com atuação específica por cada bactéria. Tal processo é nomeado de digestão anaeróbia sendo desenvolvida pelas etapas de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (FOREST et al., 1999; CHERNICHARO, 2007).

Enquanto que no processo aeróbio, parte da matéria orgânica é oxidada a produtos finais, como CO_2 e H_2O . E para que ocorra a estabilização da matéria carbonácea, as reações compreendem da seguinte forma: anabolismo, atividade metabólica providas pelos microrganismos na assimilação do substrato biodegradável e catabolismo, onde a principal fonte de alimento passa a ser os próprios protoplasmas celulares, ocorrendo a auto-oxidação (MORAES, 2006; VAN HANDEL e MARAIS, 1999).

Sendo assim, os processos biológicos podem gerar muitos benefícios como a eficiência no tratamento de efluentes industriais de alta carga, a geração de energias renováveis e minimização de custo (CHAN et al., 2009; KASSAB et al., 2010).

3.7.1 Lagoas Facultativas

Os sistemas de lagoas de estabilização apresentam-se de formas variadas e são as mais simples no tratamento dos esgotos, que contempla diversos tipos de lagoas. Sendo uma delas, a lagoa facultativa usadas para os processos de retenção de esgoto em um período de tempo longo, suficiente para a estabilização natural da matéria orgânica. As quais apresentam vantagens e desvantagens, associadas à predominância dos fenômenos naturais (VON SPERLING, 2007).

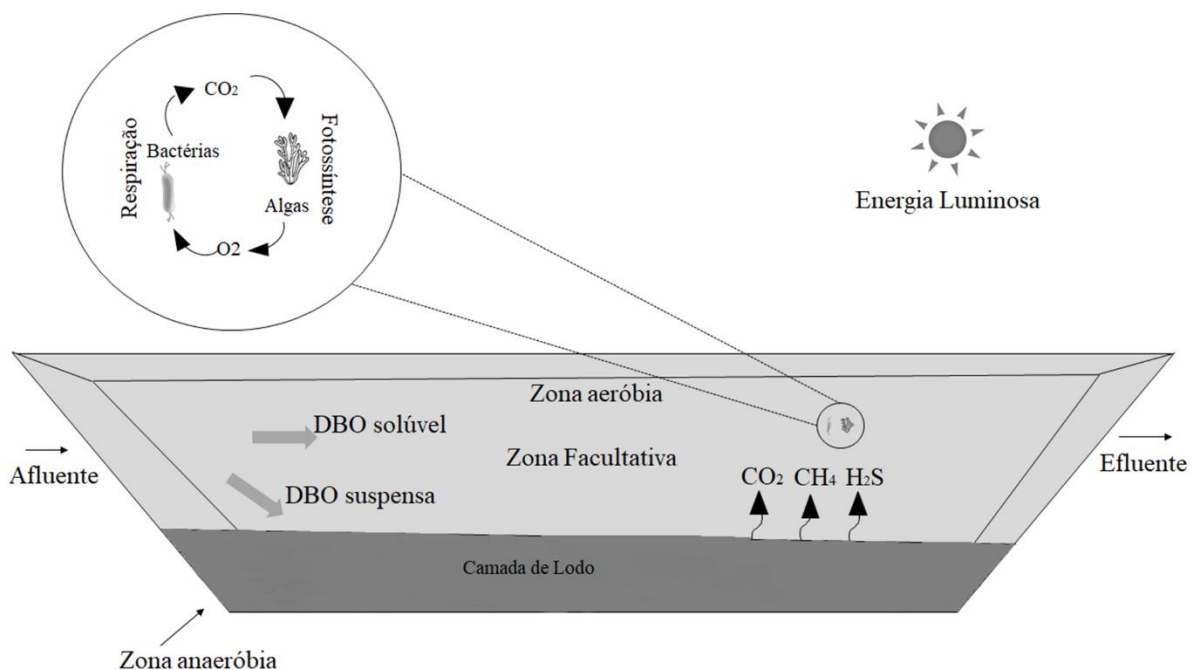
A lagoa facultativa se define em uma estrutura cuidadosamente projetada, construída para conter e facilitar a operação no controle de tratamento dos efluentes, quer seja de esgoto doméstico ou industrial. Esta realiza a oxidação bacteriológica pelos processos de fermentação anaeróbia, oxidação aeróbia e redução fotossintética (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

O processo de tratamento das lagoas facultativas é baseado por uma série de mecanismos que contribui na redução de poluentes. Estes mecanismos ocorrem em três zonas denominados de zona anaeróbia, zona aeróbia e zona facultativa.

Na região anaeróbia, parte da matéria orgânica em suspensão (DBO particulada) tende a sedimentar no fundo da lagoa, a qual sofre decomposição por microrganismos anaeróbios, sendo convertido em gás carbônico, água, metano e outros. Ao passo que, na zona aeróbia parte dessa matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel) e particulada é oxidada por meio da respiração aeróbia, onde a presença de oxigênio é suprido ao meio pela fotossíntese realizada pelas algas (VON SPERLING, 2005).

De acordo com o autor, para que ocorra a fotossíntese é necessária uma fonte luminosa, nesse caso, a radiação solar. Por esta dependência, geralmente, esse fenômeno é mais elevado na superfície da lagoa, e na medida em que se aprofunda, a penetração da luz é menor, onde o consumo de oxigênio sobressai a fotossíntese, prevalecendo a ausência de O_2 . A partir desse processo diversas bactérias são responsáveis por estabilizar a matéria orgânica na presença ou ausência de O_2 , denominando-se de zona facultativa (figura 6).

Figura 6: Esquema simplificado do funcionamento de uma lagoa Facultativa



Fonte: Adaptado de Von Sperling (1996)

A predominância maior de algas situa-se próximo a superfície da lagoa, local de alta produção de oxigênio em razão da energia luminosa ser intensa. À medida em que se aprofunda, a concentração de algas diminui em decorrência da redução da luz solar. A faixa maior de intensidade luminosa na camada da superfície dessas lagoas situa-se a menos de 50 cm, sendo o restante da profundidade da lagoa praticamente escura (VON SPERLING, 2007).

Com relação a variação do pH nas lagoas facultativas este parâmetro pode ser observado ao longo da profundidade e do dia, uma vez que, depende da fotossíntese e da respiração, a qual considera-se a seguinte relação (VON SPERLING, 1996):

Fotossíntese – Consumo de CO₂ e íon HCO₃⁻ presente no efluente a ser tratado converte a OH⁻, portanto o pH se eleva;

Respiração – Produção de CO₂ e íon HCO₃⁻ presente no efluente a ser tratado converte a H⁺, logo o pH se reduz.

Nesse sentido, as lagoas apresentam uma superfície contínua de água importante para o desenvolvimento de algas para propiciar maior área de transferência de oxigênio com a atmosfera (GOTARDO et al., 2005). Além do que, essas lagoas dependem também de critérios

de projeto para se obter a eficiência na estabilização de matéria orgânica e condições operacionais adequadas.

3.6.1.1 A influência das condições ambientais e critérios de projeto

Em uma lagoa facultativa, as principais condições ambientais estão relacionadas à radiação solar, temperatura e o vento. Esses fatores influenciam as condições de operação das lagoas, as quais podem afetar a velocidade de fotossíntese, a taxa de composição bacteriana, solubilidade e transferência de gases, reaeração atmosférica e condições de mistura (VON SPERLING, 2005).

Para se estabelecer essas condições, os critérios de projetos das lagoas facultativas devem obedecer a todos esses fatores, que estão intimamente ligados a um projeto exequível. Dentre os parâmetros estão a taxa de aplicação superficial, profundidade, tempo de detenção e geometria (relação comprimento / largura).

De acordo com Von Sperling (1996), os parâmetros são descritos da seguinte forma:

Taxa de aplicação superficial: é o principal item do projeto, que dimensiona determinada área de exposição à luz solar na lagoa, para que o processo de fotossíntese garanta a produção de oxigênio suficiente para suprir a demanda de seu consumo pelas bactérias.

Profundidade: este parâmetro tem influência em aspectos físicos, biológicos e hidrodinâmicos da lagoa, sendo classificadas em profundidade rasa e profunda, as quais estão relacionados aos comportamentos operacionais, tais como, penetração da luz, elevação de pH, remoção de nutrientes entre outros.

Tempo de detenção: o TDH das lagoas geralmente é longo e associasse ao volume e à vazão de projeto, sendo assim, é um critério que diz respeito ao tempo necessário para que os microrganismos atuem na estabilização da matéria orgânica na lagoa.

Geometria da lagoa: dispõe da relação comprimento / largura, que interfere no regime hidráulico da lagoa, podendo ser projetada a partir das condições de fluxo em pistão ou mistura completa.

3.7.2 Reator UASB

No processo de tratamento biológico, especificamente, de reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente, do tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), tem ocupado

posição de destaque no Brasil devido a inúmeras vantagens em relação aos processos aeróbios convencionais. Além da adaptação em condições ambientais e climáticas favoráveis, esses reatores de manta de lodo tornou-se um forte indicativo do potencial de tratamento dos efluentes (CHERNICHARO, 2007).

As principais características desse tipo de reator estão na simplicidade e baixo custo de implantação e operação, abrange um sistema compacto, com pouca demanda de área e produção de lodo, não apresenta elevado consumo de energia e satisfatória a eficiência de remoção de DBO/DQO, da ordem de 65% e 75% (FOREST et al., 2006; CHERNICHARO, 2007). Uma vez que, pode alcançar uma eficiência de remoção de DQO de 70% a 80% (VAN HAANDEL e LUBBE, 2012).

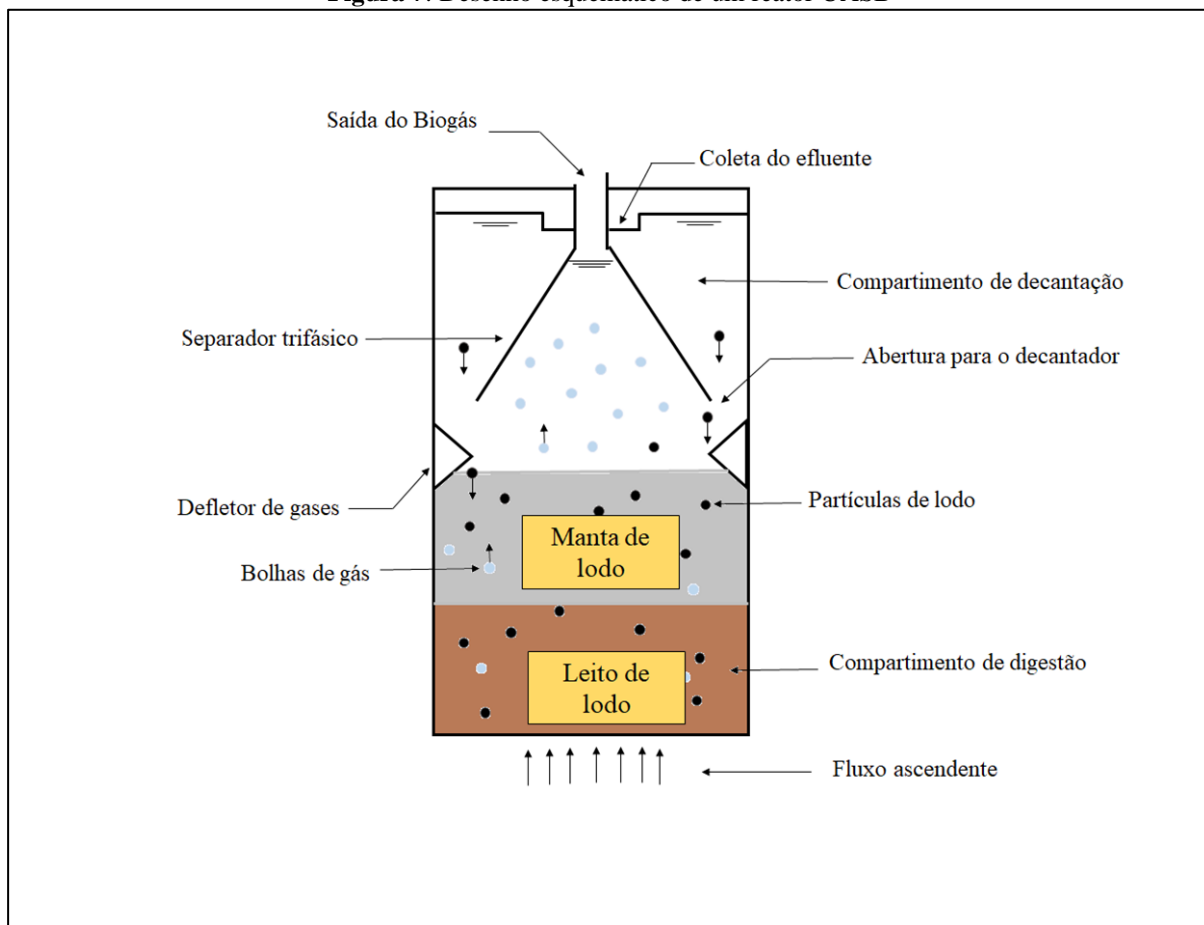
3.7.2.1 Princípios do processo e parâmetros hidráulicos de operação

Com relação a crescente aplicação do reator UASB e sua importância no tratamento de esgoto, inúmeras medidas devem ser tomadas em relação ao projeto e operação adequada desse sistema. Sendo assim, um dos critérios mais relevantes do processo anaeróbio dos reatores UASB é a sua capacidade de desenvolver e manter lodo com excelentes características de sedimentação (CHERNICHARO et al., 2015).

Para se obter essa concentração de lodo é necessário, inicialmente, a inoculação de lodo anaeróbio no reator, período que corresponde a partida do sistema ou *start up*, a qual é a fase mais importante da operação dos reatores. Após esse procedimento segue com um aumento progressivo na taxa de alimentação, que pode ocorrer por alguns meses de operação, resultando em um lodo denso e com excelentes características de sedimentabilidade (CHERNICHARO e VON SPERLING, 2005).

Segundo os autores, acima do leito de lodo desenvolve-se uma zona de crescimento bacteriano mais disperso, a qual é denominada de manta de lodo. Esta área é auto-misturada pelo movimento ascendente das bolhas do biogás e do fluxo do efluente através do reator. Portanto, o desempenho de remoção do substrato ocorre em todo o leito e manta de lodo, embora esteja mais expressa no leito de lodo. Na medida que se desprende as bolhas de gás, os sólidos também são carregados, sendo necessário a instalação de um separador trifásico (gases, sólidos e líquidos) na parte superior do reator (figura 7).

Figura 7: Desenho esquemático de um reator UASB



Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997)

Para que se desenvolva um lodo de elevada atividade e de excelentes características de sedimentação, diversas medidas devem ser observadas em relação ao projeto e à operação do sistema, principalmente, quando se trata de efluentes industriais, onde deve-se adotar critérios específicos de projeto. Dessa forma, a eficiência do reator UASB está diretamente ligada pelos parâmetros de projeto (JORDÃO E PESSÔA, 2011; CHERNICHARO, 2007).

De acordo com os autores, os parâmetros que são empregados para um bom desempenho do reator UASB estão: a carga orgânica volumétrica (COV), sendo definida pela quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator, por unidade de volume do mesmo; a carga hidráulica volumétrica (CHV) e tempo de detenção hidráulica (TDH), as quais determinam a quantidade de volume de esgotos aplicados diariamente ao reator.

Outros parâmetros importantes são a carga biológica (carga de lodo) e a velocidade ascensional. A primeira refere-se à quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator. A segunda garante o melhor contato entre o substrato afluente e a

biomassa, que por sua vez, mantém o TDH de projeto e reduz as possibilidades de curto-circuito (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

Em relação a concentração de carga orgânica em esgotos domésticos é considerada baixa no Brasil, geralmente abaixo de 1000 mg DQO L⁻¹, que resulta em um COV muito reduzido, na maioria das vezes varia entre 2,0 a 3,5 Kg DQO m³.d⁻¹. Com uso de taxas orgânicas volumétricas relativamente altas resultaria em cargas hidráulicas excessivas e, conseqüentemente, em altas velocidades de fluxo ascendente (CHERNICHARO et al., 2015).

3.7.3 Digestão anaeróbia

Durante o tempo de adaptação do lodo de excesso no reator UASB, em ambiente anaeróbio, sucede o desenvolvimento de populações bacterianas, que usam esse lodo como fonte de material orgânico para seus processos metabólicos fermentativos, tendo como produtos estáveis o CH₄ e CO₂. Esses processos são delicadamente balanceados, onde cada microrganismo tem uma função essencial de converter a matéria orgânica em condições de ausência de O₂, a qual denomina-se de digestão anaeróbia (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; CHERNICHARO, 2007).

No processo de conversão do material celular para os produtos finais simples diferem-se quatro etapas principais, que são caracterizados por um processo bioquímico complexo, que requer condições específicas, sendo composta sucessivamente por hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, conforme o esquema da figura 8.

Normalmente é considerada na digestão anaeróbia dois estágios de conversão dos compostos orgânicos complexos, no qual o primeiro estágio, um grupo de bactérias facultativas e anaeróbias formadoras de ácidos ou fermentativas convertem carboidratos, proteínas e lipídios em compostos mais simples por hidrólise, resultando principalmente em ácidos voláteis (CHERNICHARO, 1997).

Segundo Bohrz (2010), dentre essas bactérias anaeróbias 1% delas é bactérias facultativas, que por via de oxidação da matéria orgânica, utilizando o O₂, remove os resíduos dissolvidos dessa molécula, como aceptoras de elétrons, permitindo eliminar qualquer efeito tóxico às bactérias estritamente anaeróbias, que dão sequência a digestão anaeróbia.

Figura 8: Representação esquemática das sequências metabólicas e grupos envolvidos na digestão anaeróbia



Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007); Van Haandel e Marais (1999)

No segundo estágio ocorre a conversão dos ácidos orgânicos simples, o hidrogênio e a redução do dióxido de carbono, em produtos finais gasosos, como o metano e gás carbônico, que são efetuadas pelas bactérias metanogênicas, as quais dependem do substrato fornecido pelas acidogênicas, estabelecendo um grau de interdependência de reações (CHERNICHARO, 1997).

3.7.3.1 Fatores que interferem na digestão anaeróbia

Conforme Meystre (2007), Oliveira (2009) e Chernicharo et al., (2015), os fatores que desestabilizam os processos de digestão anaeróbia estão relacionados com o tipo de substrato, as características do reator, bem como as condições operacionais. Dependendo do fator de interferência pode provocar desequilíbrio no processo, que ocasiona a queda da produção de CH_4 . As bactérias metanogênicas apresentam sensibilidade, as quais são responsáveis pela maior parte da degradação do carbono. A sua baixa taxa de crescimento inibidas pela grande

concentração dos ácidos orgânicos voláteis e de outros produtos intermediários, representa um fator limitante no processo de digestão como um todo e na eficiência de tratamento.

- pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis

O efeito do pH sobre o processo de digestão anaeróbia se manifesta de duas formas principais, segundo Lettinga et al., (1996): diretamente, afetando atividades enzimáticas, que altera as estruturas proteicas caso ocorra mudanças bruscas de pH, e indiretamente aumentando ou diminuindo a toxicidade do meio, a qual compromete a perda das características originais da digestão anaeróbia.

Desse modo, é indispensável o controle de pH em reatores anaeróbios onde o mesmo deve se manter em faixa adequada que possibilite o desenvolvimento máximo de microrganismos envolvidos. Com o controle do pH, a operação de um reator anaeróbio no valor perto da neutralidade ($6,5 < \text{pH} < 7,5$) contribui para que as bactérias metanogênicas metabolizam os produtos formados na acetogênese, a qual está diretamente ligado às concentrações de AGV no meio, resultando no equilíbrio populacional entre as bactérias e a alcalinidade total do sistema (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; SOARES et al., 2015).

- Nutrientes

Os nutrientes são particularmente essenciais em todos os processos biológicos de tratamento de efluentes. Em concentrações adequadas garantem a operacionalidade do sistema, assim como, na estimulação nutricional das bactérias metanogênicas, como é o caso do Nitrogênio e Fósforo, sendo assimilados pelos microrganismos para a obtenção de energia e sintetizados através da oxidação do substrato orgânico (BOHRZ, 2010).

Em relação a incorporação microbiana de nutrientes na digestão anaeróbia, o nitrogênio apresenta-se como nutriente inorgânico requerido em maior concentração para o crescimento dos microrganismos, a qual se encontra disponível na forma de NH_4^+ e na porção de N_2 . Quando se trata de fósforo total, a incorporação pelas bactérias é reportada aproximadamente entre 1/5 a 1/7 daquela estabelecida pelo nitrogênio (CHERNICHARO, 2007).

De acordo com Von Sperling (1996) e Chernicharo (1997), a relação DQO: N: P para biomassa anaeróbia de baixo crescimento ($Y \sim 0,05 \text{ gSSV/gDQO}$), que estão disponíveis para os microrganismos são de 350: 5: 1 ou 1000: 5: 1 para biomassa de alto crescimento ($Y \sim 0,15 \text{ gSSV/gDQO}$).

- Materiais tóxicos

Para uma apropriada degradação dos compostos orgânicos por qualquer processo biológico dependerá da manutenção de um ambiente favorável para os microrganismos. De forma geral, os compostos presentes no substrato em concentrações elevadas podem ser tóxicos e devem ser evitados no processo anaeróbio, otimizando o controle ou a eliminação dos materiais tóxicos. Em termos de tolerância da toxicidade na digestão anaeróbia ela pode ser discutida em termos de níveis tóxicos ao invés de materiais tóxicos (CHERNICHARO, 2007).

Existem diversos compostos orgânicos e inorgânicos que podem ser tóxicos ou inibidores ao processo anaeróbio, dentre eles estão: a toxicidade por sais, normalmente associados a cátions, e não ao ânion do sal e a toxicidade pela amônia, tanto o íon amônia (NH_4^+) quanto a amônia livre (NH_3) em elevadas concentrações transformam-se em inibidores. Ressalva-se que, na presença do bicarbonato de amônia resultante da digestão de substratos ricos em proteína ou ureia funcionam como efeito tampão para as mudanças de pH (CHENICHARO, 2007).

Outros tóxicos inorgânicos a exemplo do cromo, cromatos, arsênio, cianeto, entre outros, que em baixas concentrações são desfavoráveis ao tratamento anaeróbio, contudo, podem ser tolerados quando estão combinados com sulfetos, formando compostos insolúveis sem prejudicar ao processo (SALOMON, 2007). Em relação ao íon cianeto a toxicidade dependerá de suas formas químicas, estabilidade e biodisponibilidade à exposição dos microrganismos, uma vez que, a biomassa pode se adaptar a concentrações de cianeto da ordem de $0,250 \text{ g L}^{-1}$ (GIJZEN et al., 2000, AMORIM, 2015).

- Temperatura

Uma das vantagens do tratamento anaeróbio é aplicação de águas residuais com temperaturas altas nos processos de digestão anaeróbia, que se estende a todo o compartimento do reator, bem como, nas etapas de digestão, especialmente na digestão mesofílica em faixas de temperatura de 30 a 37 °C. Para as temperaturas abaixo de 15 °C, a aplicação da digestão anaeróbia é frequentemente problemática (VAN HAANDEL e LUBBE, 2012).

3.8 Reatores Anaeróbios Tratando Efluentes da Produção de Farinha

Dentre as diversas pesquisas atuais que avaliaram a aplicação de tecnologia anaeróbia para o tratamento de efluentes da produção de mandioca, em escala de laboratório e piloto, estão Kuczman et al., (2017), que avaliaram duas condições operacionais de um reator piloto anaeróbio tubular instalado em uma indústria de fécula de mandioca, sem e com agitação.

Estudos sobre a produção de biogás, Kuczman et al., (2011) empregaram a manipueira em reator de fluxo tubular horizontal de única fase. Assim como, Intanoo et al., (2016) utilizaram como substrato a manipueira na produção de H₂ e CH₄, a partir de UASB em dois estágios, sendo a produção máxima que o hidrogênio alcançou a uma taxa máxima de carga de 24 Kg DQO m³. d⁻¹, sob um pH controlado de 5,5 em temperatura mesofílica de 37 °C.

Além dos processos anaeróbios com diferentes sistemas e aplicações em reatores de uma única fase e fases separadas, também se discutiu processos de digestão anaeróbia em biodigestores como forma de obter energia. Segundo Leite et al., (2016), os biodigestores aplicados em três fecularias reduziram as taxas de DBO em até 99%, embora que não houve a otimização de remoção de nitrogênio amoniacal para lançamento ao corpo hídrico.

Nos estudos de Annachhatre e Amatya (2000), encontraram viabilidade de tratamento anaeróbio de efluentes da produção de farinha empregando reatores UASB, os quais removeram grande parte dos sólidos suspensos, com partida do sistema em 6 semanas.

Amorim (2015) avaliou a biodegradabilidade anaeróbia da manipueira em diferentes inóculos de lodo anaeróbio de rúmen caprino e rúmen bovino em reator UASB, obtendo remoções de DQO de 71%, glicose 87% e cianeto 92%, além disso, o inóculo rúmen de bovino apresentou alternativa adequada de tratamento anaeróbio da manipueira, que pode ser estabilizada em sistema UASB, com potencial para a produção de biogás e perspectiva de uso em escala real.

Diante da necessidade de estudar substratos para o inóculo de sistemas no tratamento da manipueira, Ribas e Barana (2003) estudaram o processo de partida de um biodigestor tipo *plug-flow* tratando a manipueira de duas maneiras, diminuindo gradativamente o TDH até quatro dias e mantendo o TDH fixo em quatro dias, aumentando gradativamente a concentração do afluente, o biodigestor tinha capacidade de 2L e apresentando remoção de DQO, ST e SV de 60%, 44% e 60%, respectivamente, com inóculo de sistema anaeróbio.

Kunzler et al., (2013) utilizaram inóculo proveniente de lagoa anaeróbia em dois reatores anaeróbios, com meio suporte de bambu, no tratamento de efluentes de fecularias. O

estudo apresentou uma opção viável na otimização em diferentes TDH de tratamento, aplicando cargas orgânicas elevadas de 5,60 g DQO L. d⁻¹ com remoção média de DQO de 98,33%.

3.9 Legislação de Lançamento

Para atender os requisitos estabelecidos pelo CONAMA 430/11, que alterou e completou a resolução 357/2005, as empresas, indústrias, instituições públicas, principalmente, os novos seguimentos agroindustriais precisam se adequar às modalidades de lançamento.

Tais modalidades ou parâmetros são definidos pela classificação dos corpos hídricos dispostas nessa resolução, além do que, dispõe sobre as diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água e padrões de lançamento.

Em seu artigo 27º, promulga o dever de buscar práticas de gestão de efluentes com vistas ao uso eficiente da água, as fontes potencial ou efetivamente poluidoras dos recursos hídricos, assim como, aplicar técnicas para a redução de geração e melhoria da qualidade dos efluentes gerados e verificar as possibilidades adequadas da procedência de reutilização.

3.10 Efluentes Anaerobiamente Tratado no Reúso na Fertirrigação

Com relação ao reúso, diversas pesquisas empregaram os biodigestores no tratamento da manipueira, com viabilidade em biofertilizantes. Inoue (2008) verificou concentrações elevadas de nitrogênio, fósforo e potássio de efluentes de biodigestores, caracterizando-os como um fertilizante orgânico de boa qualidade.

Trabalhando com efluentes tratados de manipueira aplicado no solo, Ribas et al., (2010) afirmaram que as características agronômicas do milho não foram afetadas negativamente pelo uso do efluente tratado, empregando esses efluentes de sistema de tratamento anaeróbio em duas fases, acidogênica e metanogênica, com uso de hidróxido de sódio (NaOH) e calcário, na fase acidogênica.

No estudo de Vasconcelos (2009) para remoção de cianeto utilizando sistemas anaeróbios, foi possível identificar a degradação do composto linamarina, presente na raiz da mandioca, que origina os cianoglicosídeos, estes foram biodegradados por microrganismo isolados (cepas de leveduras) em torno de 92%, esses microrganismos foram obtidos de lagoas anaeróbias, sendo sistemas amplamente distribuídos no Brasil, tendo grande potencial de

desintoxicação de efluentes do beneficiamento da mandioca para futura aplicação em fertirrigação.

A prática do reúso da água vem crescendo consideravelmente nas últimas décadas em todo o mundo, impulsionada pela escassez e piora na qualidade da água e pelo aumento do custo dos serviços de tratamento e distribuição da água (BERTOCINI 2008; Brito et al., 2012).

No Brasil, as únicas legislações sobre reúso da água são superficiais e sem especificação de padrões para a qualidade das mesmas. Existem apenas duas normatizações sobre reúso não potável da água, estabelecidas pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH).

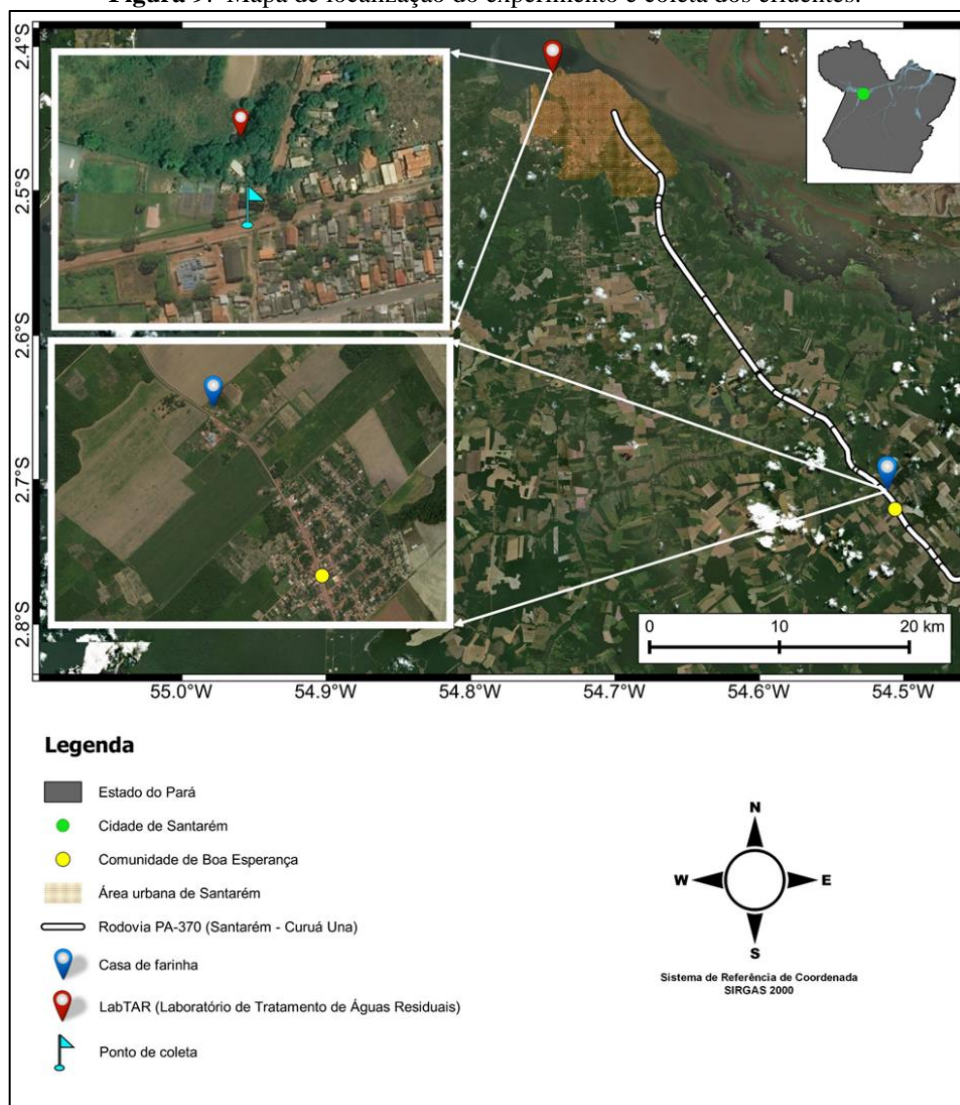
Assim, tem-se a resolução nº 54/2005 do CNRH, que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais que regulamentam e estimulam a prática de reúso direto não potável de água em todo o território nacional, porém não traz nenhum padrão específico de qualidade dos mesmos, repassando a definição destes valores a cargo dos órgãos competentes, conforme artigo 3º, inciso V, parágrafo 2º (BRASIL, 2005). E, por conseguinte, foi aprovada a resolução nº 121/2010, que de forma superficial define diretrizes e critérios para a prática de reúso não potável de água na modalidade agrícola e florestal, nos quais as características físicas, químicas e bacteriológicas deverão atender os limites definidos em legislação pertinente a temática (BRASIL, 2010).

4 METODOLOGIA

4.1 Local da Pesquisa

O experimento foi conduzido no Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias (LabTAR), da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), localizado no município de Santarém-PA. Para realização experimental foram coletadas amostras de efluentes de uma casa de farinha da comunidade de Boa Esperança à 43 Km da cidade de Santarém (figura 9).

Figura 9: Mapa de localização do experimento e coleta dos efluentes.

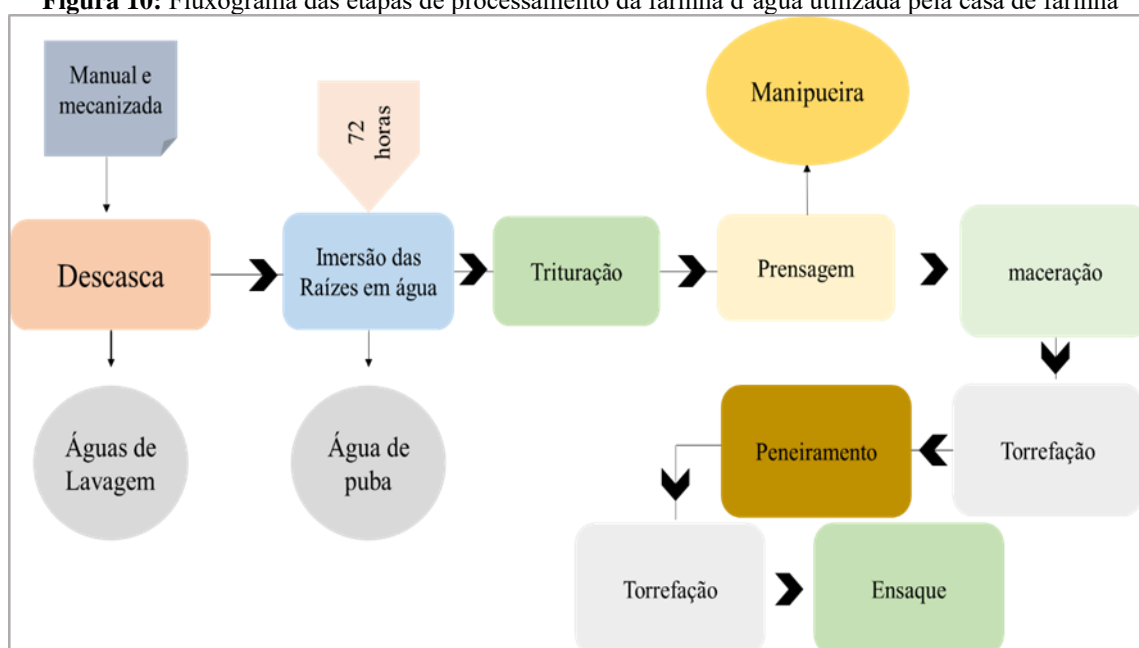


Fonte: Autor, 2019

4.2 Caracterização do Local de Coleta dos Efluentes

A casa de farinha utilizada para a coleta dos efluentes é integrada a Cooperativa de produtores da Agricultura familiar de Boa Esperança (COOPBOA). O modo de produção se baseia no tipo semi-industrial, seguindo as etapas de processamento da farinha d'água, descrito no fluxograma (figura 10). Em média produzem semanalmente 350 sacas de farinha, 210 sacas de tapioca, com produção total de farinha ao mês de 1,4 toneladas, com produção estimada de 4,8 toneladas de raízes processadas.

Figura 10: Fluxograma das etapas de processamento da farinha d'água utilizada pela casa de farinha



Fonte: Autor (2019)

No processamento da farinha d'água encontrado na casa de farinha são gerados dois tipos de efluentes dentre eles:

- Água residuária de puba: resultante da imersão das raízes descascadas durante 3 dias (72 horas), pela qual são armazenados em 2 reservatórios com volume de 500 litros (figura 11- A). Como a produção de farinha d'água é semanal, a casa de farinha produz em média 1 m³ litros de água de puba, com um total de 4 m³ mensais.
- Manipueira: resultante da etapa de prensagem da massa de mandioca (figura 11 - B). A qual é gerada por tonelada de raiz processada, cerca de 1,44 m³ mensais de produção de manipueira.

Dessa forma, gera-se um volume total de 5,44 m³ mensais de efluentes desta produção (água residuária de puba + manipueira).

Figura 11: A) Água de Puba proveniente da etapa de fermentação das raízes; B) manipueira obtida na etapa de prensagem.



Fonte: autor, 2019.

4.3 Caracterização dos Sistemas de Tratamento

Foram construídos e monitorados durante o período da pesquisa, três sistemas experimentais de tratamento de efluentes da produção de farinha de mandioca, descritos na figura 12.

Onde:

A1: Afluente 1 - esgoto bruto doméstico (EB) e água de puba (P) na proporção de 6:4, sendo as porcentagens de 60% (EB – 90 litros) e 40% (P – 60 litros);

A2: Afluente 2 - esgoto bruto doméstico (EB) e manipueira (M) na proporção de 9:1, sendo as porcentagens de 90% (EB – 135 litros) e 10% (M – 15 litros).

A3: Afluente 3 - esgoto bruto doméstico (EB), água de puba (P) e manipueira (M) na proporção de 6:3:1, estando as porcentagens de 60% (EB – 90 litros); 30% (P – 45 litros) e 10% (M – 15 litros).

L1: Lagoa 1 - Lagoa facultativa tratando afluente 1;

L2: Lagoa 2 - Lagoa facultativa tratando afluente 2;

L3: Lagoa 3 - Lagoa facultativa tratando afluente 3;

U1: UASB 1 - Reator UASB tratando efluente de lagoa 1;

U2: UASB 2 - Reator UASB tratando efluente de lagoa 2;

U3: UASB 3 - Reator UASB tratando efluente de lagoa 3;

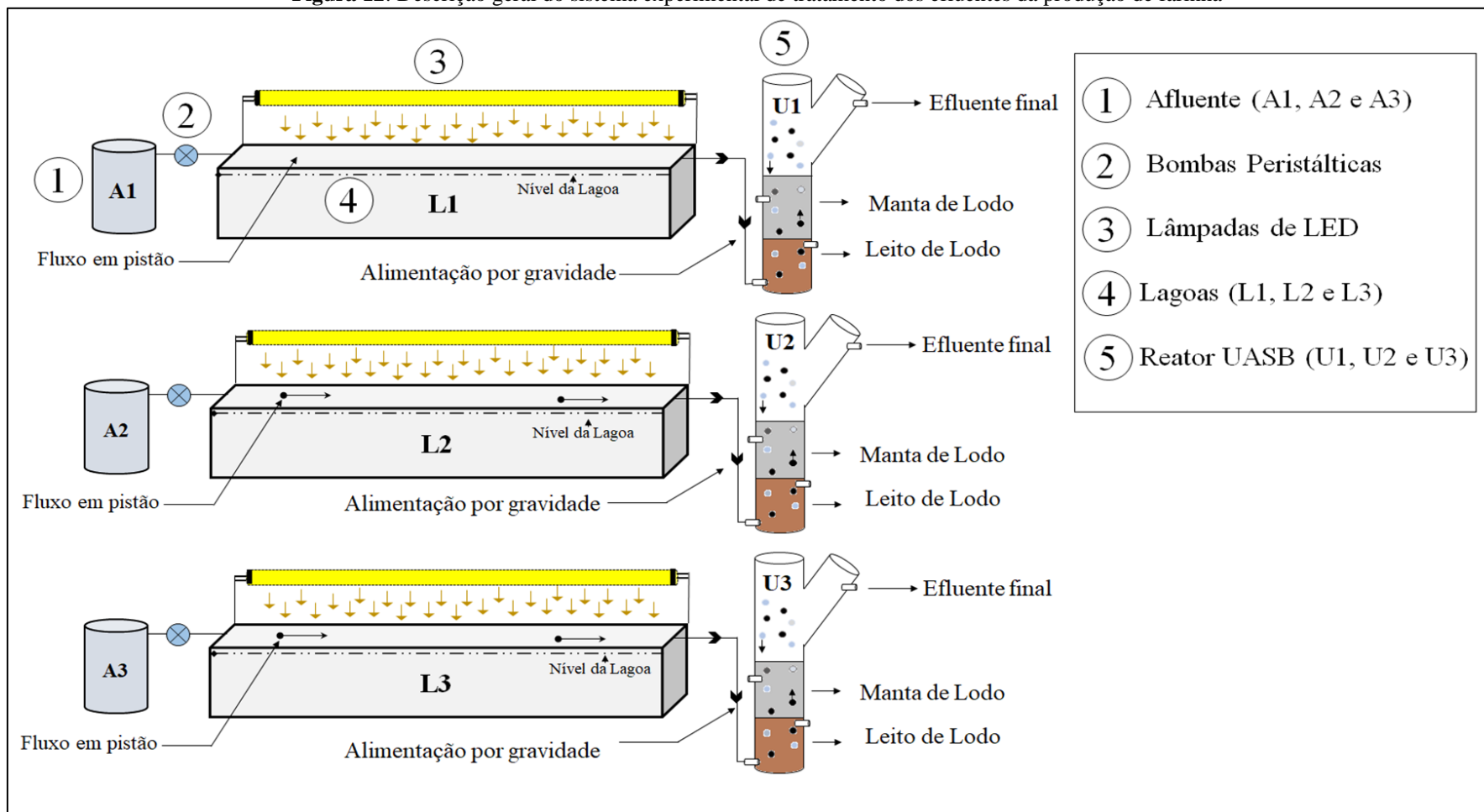
Para o funcionamento dos sistemas, foram coletadas, quinzenalmente, as amostras de manipueira e água residual de puba, durante um período de 90 dias. As amostras foram diluídas com esgoto doméstico provido das vias públicas da cidade de Santarém-PA, sendo coletados e transportados ao sistema experimental. O volume total da diluição preparado para cada tipo de afluente foi 150 litros por semana, que por fim, foram armazenados em reservatórios de 500 litros.

Foram realizadas 5 coletas de efluentes, manipueira e água residual de puba, e cada uma representou um ciclo de operação do sistema, totalizando 5 ciclos em intervalos de 15 dias, contudo, foi necessário a estabilização do pH nas lagoas, a qual teve duração de 13 dias. Posteriormente, realizou a operação com os reatores UASB, com duração de 9 dias, completando 22 dias de operação neste ciclo.

O experimento combinado lagoa facultativa seguido de reator UASB está visualizado na figura 13 (A, B e C), especificando os locais dos afluentes às lagoas (A); o detalhe das três lagoas e instalação das lâmpadas (B); visão geral do sistema (C). O bombeamento dos afluentes foi realizado por meio de bombas dosadoras (Injectronic), com capacidade de vazão máxima de 6 L/h e mínima de 0,18 L/h as quais foram controladas por temporizador digital, de 15 em 15 minutos, estabelecendo um regime de fluxo intermitente.

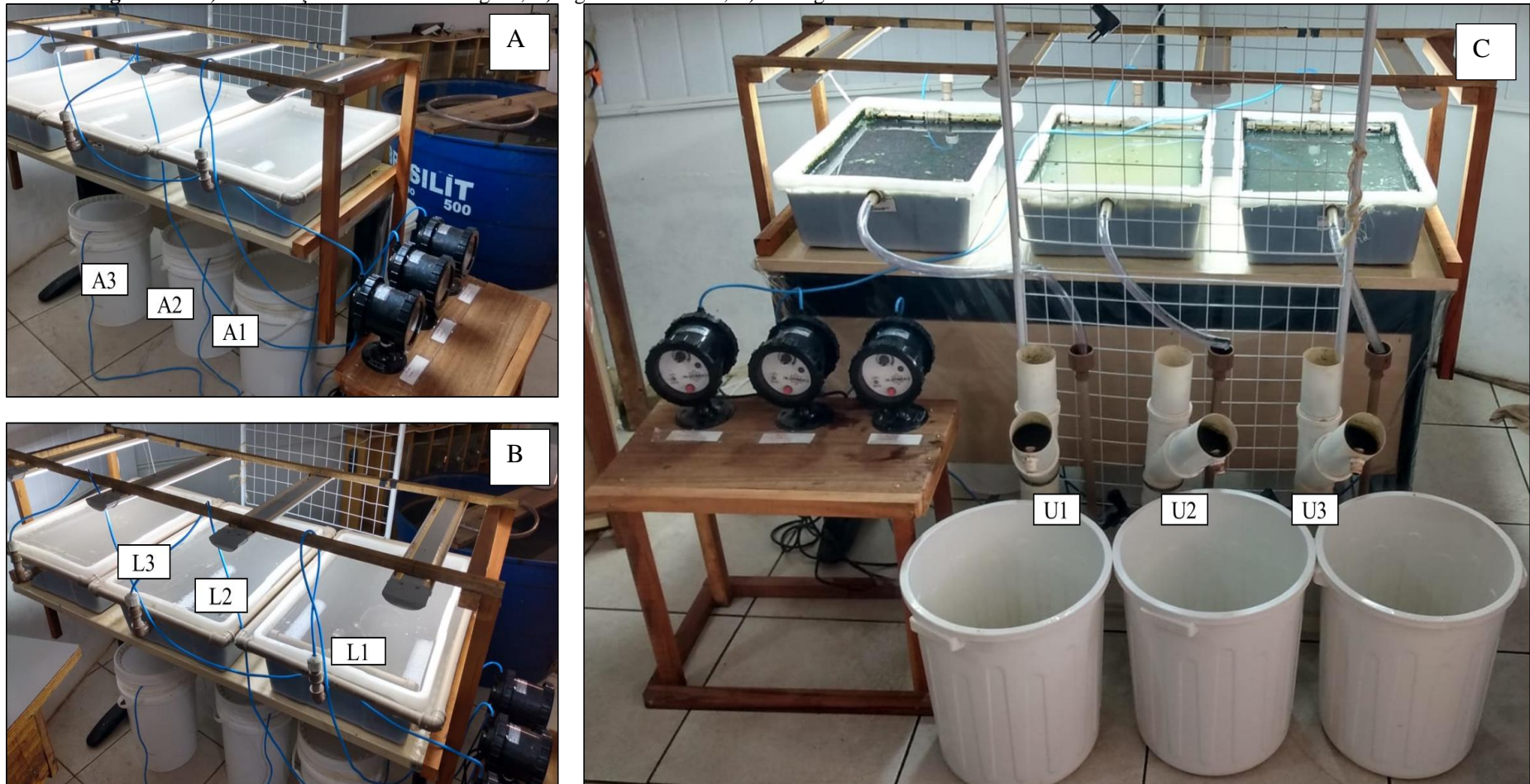
As lagoas foram construídas de polietileno, com dimensões de 38 cm de largura, 60 cm de comprimento e 12 cm de profundidade, gerando um volume útil de 21,6 litros, operada por regime de fluxo intermitente, com fluxo em pistão. O TDH de cada lagoa foi de 3 dias. Para o monitoramento do pH foi instalado sobre as lagoas (perpendicularmente) 4 lâmpadas de LED com 1350 lúmens cada, sendo mantidas ligadas por 24 horas/dia. As lâmpadas foram utilizadas para manter atividade fotossintética nas superfícies das lagoas.

Figura 12: Descrição geral do sistema experimental de tratamento dos efluentes da produção de farinha



Fonte: Autor (2019)

Figura 13: A) Localização dos afluentes à lagoas; B) lagoas facultativas; C) visão geral do sistema alimentando os reatores UASB



Fonte: Autor (2019)

Adotou-se a configuração de sistema de lagoa facultativa antecedente ao reator UASB, para melhorar o pH afluente, o qual compõe valores relativamente baixos na manipueira e água de puba.

Os efluentes das lagoas alimentaram os reatores UASB por gravidade, que foi conduzida por fluxo ascendente operados por regime intermitente. Os reatores UASB foram construídos de PVC em formato Y. Cada reator apresentava um volume de 3,56 litros, altura de 56 cm, com diâmetro de 10 cm e TDH de 12 horas.

4.3.1 Partida dos reatores UASB

A partida dos reatores UASBs ocorreram no início de fevereiro de 2019, ao qual foram utilizados inóculo de lodo anaeróbio de um reator UASB em operação, em seguida foram alimentados por esgotos domésticos das vias públicas da cidade. Após o período de aclimatização do lodo, este foi retirado, homogeneizado e permaneceu por 1 hora para a sedimentação, sendo descartado o sobrenadante e concentrado o lodo. Em seguida foram distribuídos 1/3 de lodo em cada reator. O lodo utilizado foi caracterizado quanto a gravimetria e os resultados obtidos encontram-se na tabela 2.

Tabela 2 - Quantidade de biomassa expressa em Sólidos totais e frações inoculado no reator UASB

Caracterização de Sólidos do lodo (mg L⁻¹)						
UASB	ST	STV	STF	SST	SSV	SSF
Amostra 1	47802	19690	28108	37980	15180	22800
Amostra 2	47978	16728	31250	35140	13340	21800
Amostra 3	47774	19668	28106	35080	14360	20720
média	47851	18695	87464	36066	14293	21773

4.3.2 Parâmetros operacionais dos sistemas experimentais

Os principais parâmetros utilizados no projeto de dimensionamento das lagoas e dos reatores UASBs estão descritos na tabela 3 e 4. A vazão foi monitorada diariamente na entrada das lagoas, bem como, verificada na entrada dos reatores.

Fatores operacionais como a carga orgânica volumétrica (COV), carga orgânica nitrogenada (CON), velocidade ascensional dos reatores e taxa de aplicação superficial das lagoas foram calculados de acordo com Chernicharo (2007) e Von Sperling (2005).

Tabela 3 - Resumo dos principais parâmetros das lagoas

PARÂMETROS	L1	L2	L3
Regime	Intermitente	Intermitente	Intermitente
TRC (d)	-	-	-
TDH (d)	3	3	3
Volume de efluente tratado (L d ⁻¹)	7,2	7,2	7,2
Temperatura média (°C)	26	27	27
OD (mg O ₂ .L ⁻¹)	0,16	0,24	0,25
Carga orgânica volumétrica aplicada (kg DQO m ³ . d ⁻¹)	0,94	1,60	2,02
Carga nitrogenada volumétrica aplicada Kg N-NTK.m ³ d ⁻¹	0,034	0,039	0,058
Taxa de aplicação superficial (kgDQOf/m ² . d)	0,064	0,12	0,15
Coefficiente de produção celular – DQO:N:P (Y g SSV/g DQO)	202:8:1	185:5:1	169:5:1

*A partir do quarto ciclo foi medido nas lagoas o oxigênio dissolvido utilizando um Oxímetro, marca HANNA, com a finalidade de determinar a concentração de oxigênio dissolvido produzido pela fotossíntese.

Tabela 4 - Resumo dos principais parâmetros dos reatores UASB

PARÂMETROS	U1	U2	U3
Regime	Intermitente	Intermitente	Intermitente
TRC (d)	90	90	90
TDH (d)	0,5	0,5	0,5
Volume de efluente tratado (L d ⁻¹)	7,2	7,2	7,2

Carga orgânica volumétrica aplicada (kg DQO m ³ . d ⁻¹)	0,54	0,93	1,21
Carga nitrogenada volumétrica aplicada kg N-NTK.m ³ d ⁻¹	0,0263	0,0275	0,0481
Velocidade Ascendente do Fluxo (m/h)	0,68	0,68	0,68
Coefficiente de produção celular – DQO:N:P (g SSV/g DQO)	161:8:1	140:4:1	146:6:1
Carga biológica de lodo (kg DQO/kg SV. d ⁻¹)	0,0028	0,0054	0,0079

4.3.3 Amostragem e caracterização do lodo anaeróbio

O ponto de descarte foi instalado próximo ao reator onde possibilitou a retirada do material inerte e do lodo em excesso no fundo do reator. A frequência de descarte foi estabelecida pelo TRC (Tempo de Retenção Celular) de 90 dias, sendo descartado a cada 3 dias, totalizando 118 mL de descarte de lodo concentrado.

Posteriormente, foram realizadas análises gravimétricas (testes de sólidos), uma vez por semana, sempre que um novo afluente era preparado. As concentrações da massa de lodo dos reatores estão descritas na tabela 5, as análises iniciaram no segundo ciclo de operação e término no quarto ciclo.

Tabela 5 - Valores médios do quantitativo de Biomassa de lodo nos reatores UASB

Ciclos/Reatores	Caracterização da biomassa do Lodo (mg L ⁻¹)					
	ST	SV	SF	SST	SSV	SSF
2°						
U1	33971	15462	18510	13455	8270	4563
U2	27851	12615	15236	16178	9600	6578
U3	8599	3818	4781	4563	2260	2303
3°						
U1	5953	3526	2427	2675	1795	880
U2	6206	3358	2848	1765	975	790
U3	7541	3634	3907	490	365	125
4°						

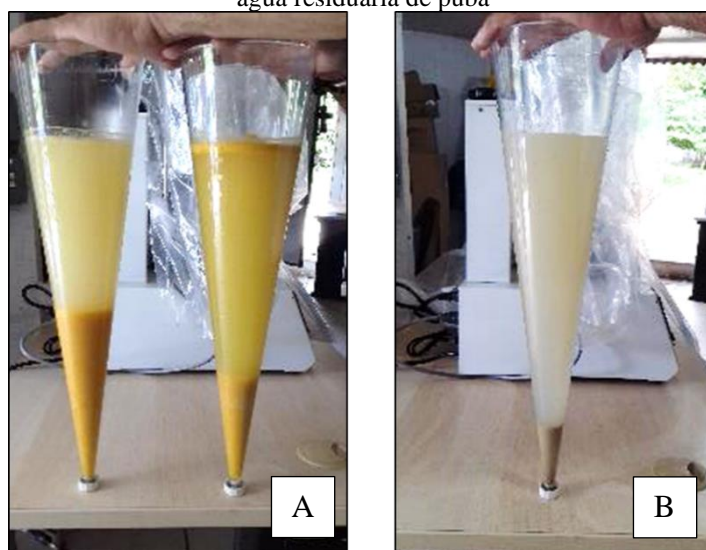
U1	79845	2796	77801	724	434	290
U2	4562	2118	2444	3225	2055	1170
U3	3918	2032	1886	450	345	105

4.3.4 Teste de sólidos sedimentáveis e procedimentos de coleta dos efluentes

No procedimento de sólidos sedimentáveis foram utilizados quatro cones Imhoff, com a intenção de estabelecer uma média de valores encontrados pelo teste, os quais receberam 1,0 litro das amostras homogeneizadas e, posteriormente, colocadas em repouso por uma hora, sendo realizada a leitura do sobrenadante e do amido sedimentado. Na figura 14, estão visualizadas as amostras de manipueira (A) e água de puba (B) após o teste de sólidos. No que se refere, aos procedimentos de coletas das amostras, a manipueira foi coletada diretamente abaixo das prensas da massa da mandioca.

As águas de puba foram coletadas dos reservatórios onde eram mantidas as raízes de mandioca. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em dois vasilhames em volume de 55 litros e dois de volume de 30 litros. As amostras foram então deixadas em repouso por 1 hora para a decantação e separação do amido residual e posterior procedimento analítico para a caracterização.

Figura 14 - A) Amostras após o teste de sólidos com a manipueira; B) Amostras após o teste de sólidos com água residuária de puba



Fonte: Autor (2019)

4.4 Procedimento Analítico

Além da caracterização da manupieira e água de puba, as análises das amostras dos efluentes das lagoas e dos reatores UASB, bem como, dos afluentes foram submetidas aos métodos analíticos e recomendações preconizadas pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012), conforme a tabela 6.

As análises ocorreram no período de junho a setembro de 2019 e realizadas 2 vezes por semana, totalizando 20 determinações. Os parâmetros pH, temperatura e vazão foram executados diariamente durante os 90 dias de operação.

Todas as amostras dos efluentes tratados foram avaliados de acordo com a norma CONAMA 430/2011. Para o reúso na fertirrigação foi discutido os resultados sobre nutrientes à luz da literatura, resgatando experiências de efluentes tratados anaerobiamente em sua aplicação no solo.

Tabela 6 - Parâmetros físicos, químicos e respectivos métodos utilizados

Parâmetros (Físicos e Químicos)	Métodos analíticos e referência
Temperatura (°C)	2550 / APHA (2012)
pH	Potenciométrico (4500 / APHA, 2012)
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ ⁻ L ⁻¹)	Kapp (BUCHAUER, 1998)
Alcalinidade AGV (mg L ⁻¹)	Kapp (BUCHAUER, 1998)
Cianeto total	Espectofotométrico (4500-CN-D/APHA, 2012)
DQO total e filtrada (mgO ₂ L ⁻¹)	Titulométrico Refluxação Fechada (5220 C. / APHA (2012)
Sólidos Totais (ST); Sólidos Suspenso (SS); Sólidos Fixos (SFT) e Sólidos Voláteis (SVT) (mg L ⁻¹)	Gravimétrico (2540 D. / APHA, 2012)
Fósforo total (mg L ⁻¹) Ortofosfato solúvel (mg L ⁻¹)	Ácido Ascórbico (4500-P E./ APHA, 2012)
NTK (mgN-NTK L ⁻¹)	Semi-Micro Kjeldahl (4500-NTK / APHA, 2012)
Amônia (mgN-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Semi-Micro Kjeldahl (4500-NH ₃ / APHA, 2012)
Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ L ⁻¹)	Colorimétrico Diazotização (4500 – NO ₂ B. APHA, 2012)
Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ L ⁻¹)	Salicilato de Sódio (Rodier, 1975)

4.5 Análises Estatística

Os resultados foram submetidos à estatística descritiva, com extração das médias e desvio padrão utilizando o software Microsoft® Office Excel 2013. Além disso, foi utilizado o teste de normalidade Shapiro-Wilk, para verificar a normalidade dos dados.

Para determinar possíveis diferenças significativas entre as eficiências de remoção registradas em cada um dos sistemas experimentais, os dados foram submetidos ao teste F. Em caso de positivo ao teste, a posteriori, foi aplicado o teste de Tukey ($p < 0,05$). Já quanto aos dados que apresentarem distribuição heterogênea, foram utilizados o teste não paramétrico Kruskal-Wallis. Todos os testes foram realizados pelo programa PAST versão 3.26.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados sobre a caracterização da manipueira e água residual de puba, o desempenho do comportamento do sistema em relação ao pH, as condições operacionais e eficiência de remoção dos compostos analisados.

Para os testes estatísticos, os dados que não apresentaram distribuição normal (Alcalinidade, DQO_t, Pt, Sólidos Totais, Sólidos Suspensos Totais e NO₃⁻) tiveram sua variância analisadas por meio do teste não paramétrico de kruskal-Wallis. Enquanto que as amostras que obtiveram distribuição normal (AGV, CN, DQO_f, PO₄³⁻, NTK, NH₄⁺, Sólidos Totais Voláteis, Sólidos Suspensos Voláteis, NO₂⁻) foram analisadas através do teste F, ANOVA.

5.1 Caracterização Física e Química dos Efluentes da Produção de Farinha

Os resultados obtidos para a caracterização da manipueira e água de puba estão descritas nas tabelas 7 e 8 respectivamente, com os seguintes parâmetros: T (°C), pH, CN, DQO_t, DQO_f, NTK, N-amoniacoal, Pt, PO₄³⁻, ST, STV, STF, SSV e Sólidos Sedimentáveis. Esses resultados estão apresentados na forma de média e desvio padrão dos períodos coletados durante a pesquisa, a qual foram executadas em 5 ciclos de coleta.

a) Manipueira

Os resultados para as variáveis Temperatura (T °C), pH e Cianeto total (CN) das amostras de manipueira, bem como, as faixas obtidas na literatura para casa de farinhas e fecularias foram comparadas a casa de farinha deste estudo, conforme a tabela 7.

Os valores de T (°C) apresentaram um valor médio de 28,6 °C nas amostras de manipueira e o pH apresentou variação de valores de 3,7 a 4,63. Nota-se que esses efluentes analisados evidenciaram caráter ácido pelas quais estiveram dentro das faixas citadas pela literatura em casas de farinha conforme todas as literaturas citadas na tabela, exceto Amorim (2015).

Em relação a concentração de CN⁻, foram encontrados valores médios de 297 mg. L⁻¹ em amostras de manipueira, esse resultado quando comparado ao valor citado por Amorim (2015) apresentaram concentrações baixas, embora as raízes sejam processadas em casas de

farinha. Durante os cinco ciclos de coletas houve variação nas concentrações de cianeto total de 100,51 mg. L⁻¹ a 209,8 mg. L⁻¹, faixa próxima encontrada pelos autores.

No estudo de Amorim (2015), as concentrações máximas de 355 a 460 mg. L⁻¹ de CN⁻ indicaram que a manipueira é oriunda de cultivares de mandioca bravas, o que justifica a concentração de HCN encontrada por esse estudo.

Nota-se que essas concentrações altas de cianeto estão relacionadas com as variedades de mandiocas, que podem ser classificadas de acordo com as concentrações de HCN (em base úmida) na raiz em: doces ou mansas, com teor abaixo de 180 mg. Kg⁻¹; intermediárias, com teores entre 180 - 300 mg. Kg⁻¹ e as amargas ou bravas, com teor maior que 300 mg. Kg⁻¹ (SÁNCHEZ, 2004). Neves et al., (2014) também relatou valores médios próximos a este estudo com 257, 2 mg. L⁻¹ de CN⁻ em manipueira.

Os valores elevados para DQO_t e filtrada, observados neste trabalho estiveram próximas das concentrações verificadas na literatura de casas de farinha, sendo maiores que os de fecularias. Durante os 5 ciclos de coleta, a DQO apresentou 52.381 a 68.110 mg. L⁻¹ de DQO_t e 47.328 a 55.512 mg. L⁻¹ de DQO_f. Tais valores também foram semelhantes a Leifeld (2018) caracterizando manipueira de casa de farinha em Nova Esperança no Paraná. Frações altas de DQO_t também foram alcançados na caracterização de manipueira no estudo de Amorim (2015) na faixa de concentração de 191, 8 g L⁻¹.

No estudo de Fettig et al., (2013) utilizando efluentes de fecularias os valores obtidos foram de 11.800 mg. L⁻¹ de DQO_t e filtrada de 8.840 mg. L⁻¹. Ainda que seja efluente de fecularias, a concentração de DQO identificada por esse estudo foi alta, principalmente, o grande volume de efluentes gerados, a partir dessa produção de amido, onde cerca de 15 m³ de águas residuais altamente carregadas com compostos orgânicos são produzidos e lançados sem tratamento.

A elevada composição de matéria orgânica na manipueira é atribuída a presença de altas concentrações de carboidratos (amido e celulose), proteínas, sais e outras substâncias, o que justifica a concentração de matéria orgânica, conteúdo identificado nas frações de sólidos voláteis e na demanda química de oxigênio (ZHANG et al., 2016).

Com relação a composição dos macronutrientes, a concentração média de Pt na manipueira foi de 283,06 mg. L⁻¹. Contudo, nos ciclos de coletas as composições variaram entre 175 a 449 mg. L⁻¹ de Pt, enquanto, nas concentrações de NTK os valores foram de 200,80 a 387,78 mg. L⁻¹.

Tabela 7 - Valores médios e desvio padrão da caracterização da manipueira e da literatura

Parâmetros	Resultado	Lied (2012) ¹	Fettig et al., (2013) ¹	Amorim (2015) ²	Leifeld (2018) ²
T (°C)	28,7 ± 0,96	*	*	21,3 - 34,4	*
pH	4,51 ± 0,44	4,1- 4,8	4,5	4,39 - 6,23	4,36 ± 0,02
CN (mg. L ⁻¹)	297 ± 251,7	16,4 -23	22	460	*
DQO _t (mg. L ⁻¹)	62.493 ± 4.265	2.240	11.800	27.400 – 191.800	32.320 ± 752
DQO _f (mg. L ⁻¹)	42.101 ± 10.925	*	8.840	*	*
Pt (mg. L ⁻¹)	283,06 ± 119,3	91,83	71	25 - 116	348,4 ± 0,02
PO ₄ ³⁻ (mg. L ⁻¹)	125,1 ± 69,2	*	*	*	*
NTK (mg. L ⁻¹)	226,9 ± 99,6	168	280	1.060 - 14250	*
N-NH ₄ ⁺ (mg. L ⁻¹)	219,5 ± 79,6	*	*	*	*
ST (mg. L ⁻¹)	40.815 ± 5170	7.666	1.700	19.900 – 86.800	0,912 ± 0,091 (%)
STV (mg. L ⁻¹)	27.161 ± 3393	*	*	18.700 – 80.400	0,247 ± 0,117 (%)
STF (mg. L ⁻¹)	13.654 ± 2377	*	*	1.200 – 22.400	0,665 ± 0,133 (%)
SSV (mg. L ⁻¹)	1.204 ± 797	*	*	*	*
S. Sedimentáveis mL (L) ⁻¹	203,5 ± 90,1	*	*	1,11 – 5,48	69 ± 4

¹ Efluentes de Fecularias; ² Efluentes de Casas de Farinha; * não encontrado

Quando comparados as literaturas (tabela 7), os valores de fósforo e nitrogênio total apresentaram concentrações elevadas na manipueira de casas de farinha em relação a fecularias. A presença desses nutrientes a torna atrativa como fertilizante natural em culturas. Todavia, necessita de quantidade ideal a ser aplicada, concentração, período, frequência, técnica de aplicação, culturas e solos viáveis (CARDOSO et al., 2009). Além disso, são essenciais no metabolismo dos microrganismos, que atuam em sistemas biológico de tratamento de esgotos.

Ao mesmo tempo, os valores para os micronutrientes como é o caso do ortofosfato não foram caracterizados pelas literaturas citadas. A faixa encontrada durante o estudo foi de 111,1 a 188,11 mg. L⁻¹ de PO₄³⁻. Essa forma inorgânica do fósforo é absorvida pelas culturas que associado ao fósforo e nitrogênio podem favorecer a fertilidade do solo, no processo de fertirrigação usando a manipueira, na forma mineralizada a partir de seu tratamento.

No que se refere aos valores de NH₄⁺, a manipueira apresentou valores considerados altos, com faixa de variação entre 174,2 a 238,09 mg. L⁻¹. A composição de amônia ionizada não foi encontrada também nos estudos citados na tabela 7. Na forma de N-NH₃, esse composto foi identificado em manipueira da região de Campina Grande, com valor médio de 336 mg. L⁻¹. Caracterização realizada por Araújo et al., (2019), pela qual avaliou o uso da manipueira e água amarela (urina) em culturas de milhos, sendo associados a teste comparativos com o fertilizante comercial NPK.

Os resultados das composições de Sólidos e suas frações revelaram concentrações altas na manipueira desta pesquisa. Tais valores para ST foram de 35.041 a 48.940 mg. L⁻¹; STV de 24.518 a 32.098 mg. L⁻¹; STF de 10.523 a 16.842 mg. L⁻¹ e SSV de 616 a 632 mg. L⁻¹. Essas elevadas concentrações de sólidos confirmam a grande quantidade de amido da manipueira de casas de farinha. Conforme Amorim (2015), os valores de sólidos voláteis indicados em seu estudo corresponderam a uma fração orgânica elevada, representada pela fração STV/ST, as quais obtiveram entre 0,59 e 0,98.

Observando os resultados sobre as concentrações de sólidos neste estudo, reflete também com as frações orgânicas elevadas encontradas pelos autores, as quais apresentou 0,70 e 0,66. Com relação a média registrada durante os ciclos de coletas, a relação STV/ST foi de 67%. Estes valores foram semelhantes aos encontrados por Barreto et al., (2014) em manipueira oriunda de casa de farinha, pela qual foram registradas concentrações de ST de 66.300 mg. L⁻¹, 47.300 mg. L⁻¹ de STV e 18.500 mg. L⁻¹ de STF, correspondendo a uma fração orgânica de 72%.

Esses valores podem ser considerados compatíveis em relação aos resultados obtidos por Tschoeke et al., (2017) para manipueira de casas de farinha, sendo concentrações de ST de 100225 mg. L⁻¹ e STV de 78320 mg. L⁻¹ indicando 71% de STV/ST.

Com relação aos sólidos sedimentáveis a manipueira estudada, apresentou concentrações de 212,5 a 215 mL. L⁻¹. No estudo de Mélo et al., (2005) os sólidos sedimentáveis encontrados em manipueira de fecularias foram de 50 mL. L⁻¹, enquanto que Amorim (2015) obteve teores de 1,11 a 5,48 mL. L⁻¹, de modo que Tschoeke et al., (2017), apresentaram concentrações próximas as encontradas por este estudo de 230 mL. L⁻¹ de sólidos sedimentáveis em manipueira de casas de farinhas.

a) *Água residuária de puba*

Os resultados encontrados das composições da água residuária de puba, apresentaram características similares as concentrações de manipueira de fecularias, assim demonstra propriedades importantes em referência a sua utilização para o tratamento, bem como, no aproveitamento desse tipo de efluente pela própria unidade produtora de farinha de mandioca.

As determinações das características deste efluente estão descritas na tabela 8, vale ressaltar que foram registrados poucos estudos sobre sua composição, principalmente procedentes da produção de farinha d'água.

Tabela 8 - Valores médios e desvio padrão da caracterização da água residuária de puba

Parâmetro	Resultados	Avancini (2007) ¹	Ferreira (2010) ²
T (°C)	27,20 ± 3,26	*	*
pH	3,85 ± 0,35	3,0 a 3,7	4,32 a 4,21
CN (mg. L ⁻¹)	27,6 ± 11,0	*	3,5 – 2,3 ppm **
DQO _t (mg. L ⁻¹)	11.124 ± 6.150	5.185 a 7.204	*
DQO _f (mg. L ⁻¹)	9.819 ± 5.549	*	*
Pt (mg. L ⁻¹)	43,89 ± 19,80	*	*
PO ₄ ³⁻ (mg. L ⁻¹)	29,30 ± 21,51	*	*

NTK (mg. L ⁻¹)	190,1 ± 66,6	*	*
N-NH ₄ ⁺ (mg. L ⁻¹)	106,6 ± 40,6	*	*
ST (mg. L ⁻¹)	6.140 ± 2.580	1.700 a 6.000	*
STV (mg. L ⁻¹)	3.568 ± 1.087	*	*
STF (mg. L ⁻¹)	387 ± 260	*	*
SSV (mg. L ⁻¹)	339 ± 215	*	*
S. Sedimentáveis (mL L ⁻¹)	25 ± 39,2	*	*

¹ Polvilharia; ² Águas de fermentação de farinha; **HCN –ácido cianídrico; * não foi encontrado

O pH desse tipo de efluente manteve-se variando entre 3,16 a 4,02, com concentração média de 3,85 (tabela 8), que demonstra uma característica ácida em todas as determinações do ciclo de coleta.

Os valores de pH obtidos por Avancini (2007) tiveram comportamentos similares a este estudo, as quais apresentaram uma faixa de 3,0 a 3,7, tais valores foram identificados em uma polvilharia de Santa Rosa, que nos processos de fermentação do amido, alcançaram esses valores no período de 30 dias. Apesar disso, a autora também verificou que em outras indústrias da mesma produção, o pH apresentou valores baixos com apenas 11 dias de fermentação.

Ferreira (2010), identificou pH da água de fermentação de massa de puba em casas de farinhas, a qual alcançou valores iniciais de fermentação deste produto em torno de 5,5, 5,15 e 5,94 nas respectivas fábricas. Ao final desse processo os valores foram diminuindo no terceiro dia de fermentação obtendo valores menores de 4,32, 5,11 e 5,09. Em períodos mais longos de fermentação, em até 7 dias, o pH apresentou valor final de 3,87.

No estudo aqui apresentado, não foi possível identificar o pH dessas águas de fermentação do início do processo, somente no final onde os produtores utilizam as raízes em fermentação de 3 dias.

Sobre os teores de CN⁻ nas amostras de água de puba, os resultados demonstraram valores baixos quando comparados aos da manipueira, entre 18,0 a 39,5 mg. L⁻¹, com valor médio de 27 mg. L⁻¹ (tabela 8). No estudo de Avancini (2007) não foi encontrado em suas

amostras a presença de cianeto total, bem como, de ácido cianídrico pela metodologia utilizada, pois a água residual de fermentação do estudo se baseou em teste de fermentação no laboratório, com o uso de amido de mandioca comercial, que eventualmente já passaram pelo processo de eliminação de todo o ácido cianídrico durante a extração do amido.

As composições de HCN foram encontradas no estudo de Ferreira (2010), com valores respectivamente de 3,5 e 2,3 ppm, onde se avaliou o tempo inicial e final da fermentação dos teores de compostos cianogênicos. Neste estudo pode-se observar que no início da investigação foram detectadas baixas concentrações de HCN, apresentando um aumento de concentração desses compostos cianogênicos até o terceiro dia de fermentação, o que demonstra a solubilidade desses compostos na água durante esse processo.

A quantidade de matéria orgânica e sólidos totais é outra característica importante encontrada na água residuária de puba. Tal característica foi identificada quando confrontados com os efluentes de feculárias. Os resultados apresentaram concentrações de DQO_i de 9.524 a 15.354 $mg. L^{-1}$, assim como, os valores de DQO_f em torno de 6.679 a 11.220 $mg. L^{-1}$. Em relação aos sólidos totais, os valores obtidos foram de 2.871 a 5.872 $mg. L^{-1}$, sólidos totais voláteis de 2.067 a 3.886 $mg. L^{-1}$, sólidos totais fixos de 804 a 1.986 $mg. L^{-1}$ e sólidos suspensos voláteis de 304 a 314 $mg. L^{-1}$.

As altas concentrações desse tipo de efluente gerado a partir de casas de farinha - que tem como principal produto a farinha d'água - necessitam de um tratamento e destinação adequada. Essas concentrações podem ser comparadas às dos efluentes industriais, bem como, de esgotos domésticos. Elas tornam-se importantes sob aspectos ambientais, em virtude do potencial poluidor que apresenta ao meio ambiente.

A partir dos resultados sobre nutrientes, foi notável a grande concentração de NTK e NH_4^+ na água residuária de puba. Os resultados obtidos nesta pesquisa, mostram concentrações de NTK de 174,02 a 238,09 $mg. L^{-1}$ e amônia de 61,66 a 149,17 $mg. L^{-1}$. Com relação ao fósforo total, o efluente apresentou a presença de um quantitativo de 18,48 a 47,88 $mg. L^{-1}$, bem como, as concentrações de ortofosfato encontrado foram de 12,30 a 30,31 $mg. L^{-1}$.

Distintamente ao que é apresentado no esgoto doméstico, no qual os valores apresentam menor concentração de (1 a 5 $mg. L^{-1}$ de fósforo orgânico e 3 a 7 $mg. L^{-1}$ de inorgânico), os efluentes agroindustriais representam valores de concentração expressiva em relação aos nutrientes (VON SPERLING, 2005).

As concentrações de sólidos sedimentáveis estiveram na faixa de 112 a 15 mL. L⁻¹, tais valores apresentam variação em virtude do teor de sólidos provenientes do amolecimento de pequenas cascas da mandioca, assim como, fragmento de raízes no processo de fermentação.

5.2 Comportamento do pH das Lagoas Facultativas

Durante a partida dos sistemas, as lagoas facultativas (L1, L2 e L3) foram monitoradas para apresentarem valores de pH compatíveis de efluentes para serem tratados em reatores UASB. O monitoramento das lagoas baseou-se em cada ciclo de coleta (batelada), totalizando 5 ciclos.

No primeiro ciclo de operação as lagoas iniciaram a operação a partir do 13^o dia, as quais encontravam-se com pH na faixa (6,5 a 7,5). Nesse dia, os valores encontravam-se de 7,0 (L1); 7,7 (L2) e 7,3 (L3), dando prosseguimento a segunda etapa de tratamento nos reatores UASB. Os afluentes (A1, A2 e A3) apresentaram valores médios de pH em torno de $4,6 \pm 0,8$, $5,3 \pm 0,7$ e $4,9 \pm 0,9$, respectivamente.

Após a estabilização deste pH, foi iniciada a operação com os reatores UASB concluindo o 1^o ciclo de operação em 22 dias. Nesse tempo as lagoas alcançaram valores médios de pH de $8,1 \pm 0,2$ (L1), seguida de $8,2 \pm 0,24$ (L2) e $8,1 \pm 0,32$ (L3). Notou-se que os afluentes corresponderam ao mesmo comportamento no final do ciclo, com os valores médios de $7,8 \pm 0,54$ (A1), $7,9 \pm 0,46$ (A2) e $8,0 \pm 0,68$ (A3). Isso pode ser justificado pela contribuição de esgoto diluído nas amostras de manipueira e água residuária de puba, elevando-se o pH dos mesmos.

Após o 1^o ciclo, foi encontrada na L1 algas de coloração verde em toda a superfície da lagoa, bem como, em alguns pontos da profundidade (Apêndice). No entanto, distintamente das outras lagoas (L2 e L3), não foram observadas a presença desse tipo de algas. De acordo com Von Sperling (2002), as lagoas facultativas realizam processos importantes para elevação do pH, uma delas é a conversão do íon HCO_3^- presente no esgoto em hidroxila OH^- , através do consumo de CO_2 no processo de fotossíntese.

A partir do 2^o ciclo, foi estabelecido 15 dias de operação com o sistema. Nele, o afluente apresentou faixa de pH baixo, que impulsionou a queda do pH das lagoas em torno de $7,4 \pm 0,6$ (L1), $7,3 \pm 0,75$ (L2) e $7,0 \pm 0,56$ (L3). Tais valores são considerados estáveis para o bom

funcionamento dos reatores, pois resultaram em pH nos efluentes finais de $7,66 \pm 0,34$ (U1), $7,7 \pm 0,53$ (U2) e $7,6 \pm 0,53$ (U3).

No início do 3º e 4º ciclo, os valores de pH das lagoas continuaram constantes. Os resultados no terceiro ciclo alcançaram $7,4 \pm 0,5$ (L1), $7,5 \pm 0,5$ (L2) e $7,3 \pm 0,7$ (L3). Enquanto que no quarto ciclo as lagoas (L1) e (L3) encontravam-se na mesma estabilidade do ciclo anterior com valores de pH de $7,4 \pm 0,4$ (L1) e $7,0 \pm 0,5$ (L3), ao contrário da lagoa L2, a qual apresentou valor médio de $6,7 \pm 0,63$.

Ao final dos ciclos, as lagoas projetadas antecedentes aos reatores UASBs, demonstraram capacidade de neutralizar a acidez dos afluentes. Dessa forma, asseguraram a capacidade tampão dos reatores nos processos de tratamento, assim como, a estabilidade do mesmo.

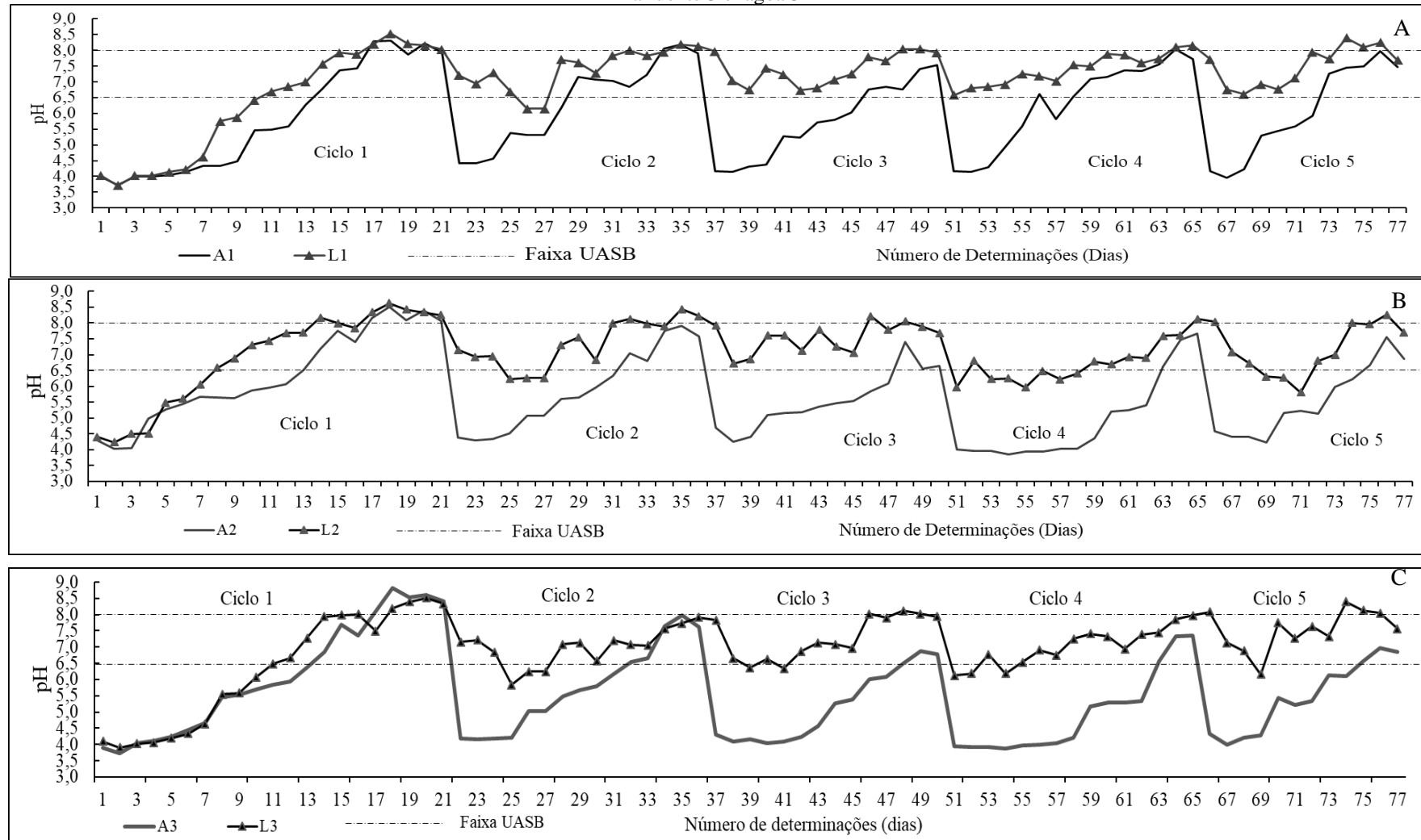
Outra viabilidade de operação e economia é a substituição de aditivos químicos pela lagoa. Sabe-se que em casas de farinha são produzidos em média mais de 1 tonelada desse produto, além de outros subprodutos, como é o caso da fécula, gerando-se grandes volumes de efluentes (CEREDA, 2002). Nesse sentido, a adoção de lagoas dimensionadas de acordo com os parâmetros de projeto, pode ser aplicada a diferentes escalas de produção viabilizando seu uso pelos produtores a custo-benefício para o tratamento da manipueira, assim como, da água residual de puba.

Em relação ao controle de pH da manipueira providas de casas de farinha, tratadas anaerobiamente, foram encontrados trabalhos de Santos et al., (2010), que estudaram dois tipos de reatores UASB, um acidogênico e outro metanogênico. Estes foram alimentados com a mistura de 25% de manipueira e 75% de água, sendo utilizado neste experimento uma solução de 30% de NaOH na correção do pH do efluente.

No estudo de Correia e Bianchi (2008), foi corrigido o pH da manipueira com bicarbonato de sódio em reator anaeróbio compartimentado vertical, principalmente na etapa de partida do reator, a qual foi aplicado dosagens de NaHCO_3 durante a operação desse sistema, obtendo valores de $7,0 \pm 0,5$.

O perfil de cada lagoa pode ser observado na figura 15 (A, B e C), a qual demonstra o comportamento do pH durante os 90 dias de operação, incluído os valores de pH na faixa ideal atribuída aos reatores UASBs.

Figura 15 - A) Comportamento do pH do sistema afluente 1 e lagoa 1; B) Comportamento do pH do sistema afluente 2 e Lagoa 2; C) Comportamento do pH do sistema afluente 3 e lagoa 3



----- Faixa limite de 6,5 a 8,0 para afluente de reator UASB

Kuczman et al., (2017) alcançaram valores de pH dentro do recomendável no tratamento de efluentes de mandioca, a partir de um reator piloto tubular horizontal anaeróbio com meio suporte de bambu. Neste experimento, a estabilização do pH (7,2) foi obtida em TDH de 13 dias, utilizando como inóculo lodo de lagoa anaeróbia de indústria de fecularia, na razão volumétrica de 10:22,6:10 m³, que equivale a lodo, água e efluente.

Com relação ao uso de lagoas, Campos et al., (2006) avaliaram o desempenho de lagoas em série (anaeróbias e facultativas) totalizando 7 lagoas. Elas operaram com TDH de 30 dias, ao qual o pH aumentou durante a sequência das lagoas. Contudo, a configuração desse tipo de sistema torna-se custoso quando aplicado em escalas de produção menores de farinha.

Conforme Lettinga (1997), a operação de um reator anaeróbio deve ocorrer em faixas ótimas de pH para a degradação de diferentes substratos. Quando o pH é mantido em faixa ótima de 6,0 a 8,0 deve-se conseguir estabilidade na formação de metano. No entanto, variações bruscas ou constantemente abaixo de 6,5 ou acima de 8,0 pode ocasionar uma diminuição significativa da taxa de produção de metano, bem como, choques excessivos dessas variações podem comprometer o processo de tratamento.

Semelhante ao trabalho de Amorim (2018), foi constatado pH de 4,48 da manipueira provida de casa de farinha, que no período de tratamento foi utilizado 3% de NaOH em cada reator anaeróbio. Simultaneamente, nos mesmos reatores, foi adicionado 0,7 litros de solução de nutriente durante a operação, permanecendo pH elevados nos efluentes finais dos reatores.

Mendonça (2016) empregou manipueira oriunda de casa de farinha no tratamento de sistema RAHLF, alcançando pH de entrada do sistema com média de 3,8. Esse experimento para fertirrigação subsuperficial à produção de tomate, utilizou água potável com pH de 6,95 a 7,12 para diluir com a manipueira, alcançando a elevação do pH nos afluentes.

Segundo Zhang et al., (2011), as variações das características de cada efluente são determinadas pelas formas de processamento da mandioca nas etapas de escala de produção e composições das raízes (bravas ou mansas). Ele considera que as condições de solo e clima, também são fatores que influenciam e determinam diretamente as propriedades químicas da manipueira.

5.3 Remoção de Cianeto total

A figura 16 (A, B e C) mostra os valores médios, mínimos e máximos das proporções interquartis da remoção de cianeto total nos sistemas experimentais 1(A1, L1 e U1), 2 (A2, L2

e U2) e 3 (A3, L3 e U3). A figura 16 (A), demonstra que a média dos valores encontrados na L1, submetida a um TDH de 3 dias, apresentou $3,95 \pm 1,8 \text{ mg. L}^{-1}$ em relação ao A1 com $16,2 \pm 8,4 \text{ mg. L}^{-1}$, representando 76% de remoção. O reator U1 alcançou $3,22 \text{ mg. L}^{-1}$ registrando-se 80,1% de redução de cianeto total.

Na figura 16 (B), pode ser observado também a redução de CN^- na lagoa L2 com concentrações médias de $7,70 \pm 1,4 \text{ mg. L}^{-1}$. De modo que o A2 apresentou valores médios de $22,63 \pm 7,1 \text{ mg. L}^{-1}$ e no U2 as concentrações foram de $7,04 \pm 3,0 \text{ mg. L}^{-1}$. Tais remoções foram obtidas de 66% e 69% para L2 e U2, respectivamente.

As concentrações de CN no A3 foram maiores em relação aos demais afluentes, em virtude das proporções das diluições das amostras de manipueira e água residuária de puba. Isto é observado na figura 16 (C), onde mostram os valores médios encontrados no A3 de $24 \pm 9,1 \text{ mg. L}^{-1}$. Em contrapartida, os resultados referentes L3 corresponderam a $7,44 \pm 3,0 \text{ mg. L}^{-1}$, obtendo eficiência de 69% e no U3 de $6,86 \pm 2,9 \text{ mg. L}^{-1}$ alcançando 71,4% de remoção do cianeto total.

Conforme Kruskal-Wallis não houve diferenças estatísticas significativas entre as porcentagens de remoções ($H = 0,4373$; $p = 0,8011$) entre as Lagoas L1, L2 e L3. Dessa forma, as diferenças entre as porcentagens de remoção entre as lagoas não foram suficientes para se excluir a possibilidade de que essas diferenças sejam devido à variabilidade espacial das amostras.

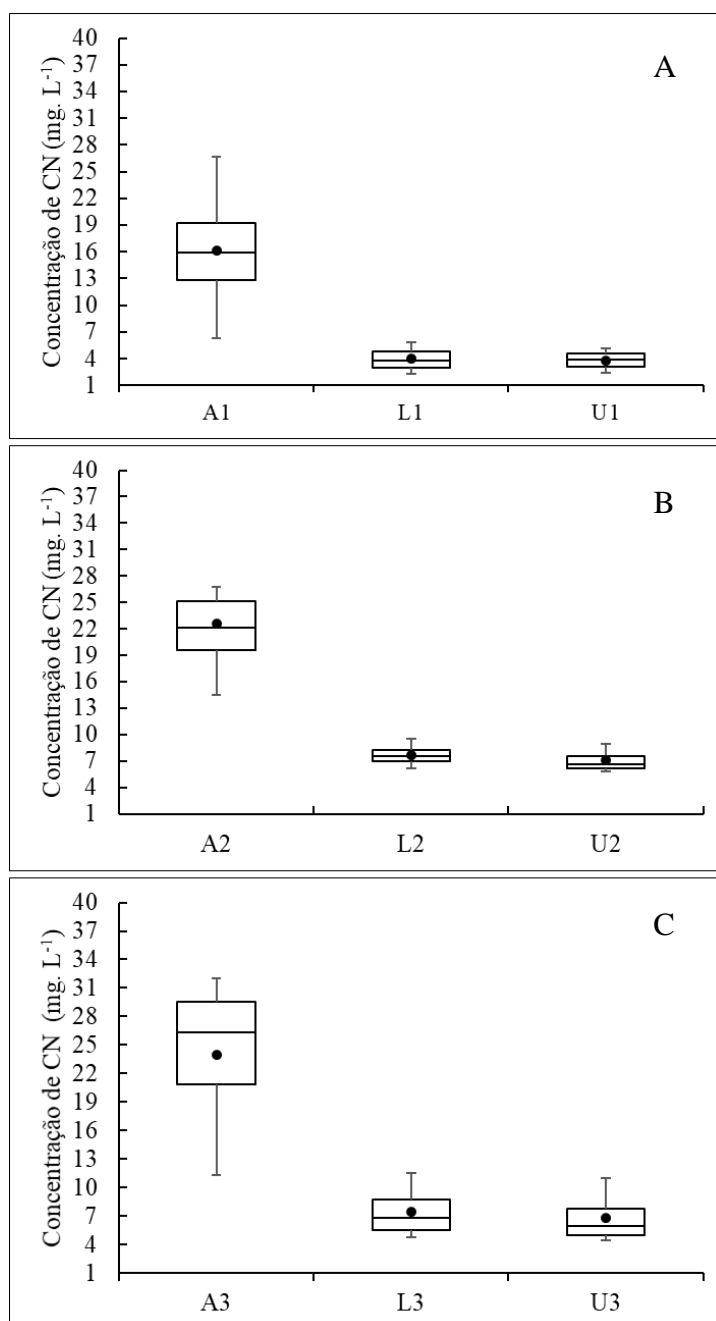
As lagoas L1, L2 e L3 apresentaram remoção de cianeto, assim como, nos reatores U1, U2 e U3. No estudo de Amorim (2018), a melhor eficiência média de remoção encontrada foi de 92%, no estágio V empregando reator UASB (R1) com COV de $10,7 \text{ g DQO L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ em TDH de 8 horas. Enquanto que nos estágios VI e VII foram aplicados diferentes COV, sendo UASB (R2) de $12 \text{ g DQO L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ e UASB (R3) com $15,5 \text{ g DQO L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, ambos de TDH de 12 horas, obtiveram remoções média de 65% e 66%, respectivamente

Tais percentuais de remoção são explicadas pela autora em virtude da maior carga orgânica aplicada nos reatores R2 e R3. Neste estudo para amostra de manipueira na lagoa L2, as porcentagens foram semelhantes, com COV aplicado de $1,603 \text{ kg DQO L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Ao passo que, no reator U2, o COV foi adquirido com valores de $0,933 \text{ kg DQO L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, apresentando concentrações elevadas e com taxas de remoções parecidas, com TDH de 12 horas.

Nas remoções de CN^- da lagoa L3, as cargas orgânicas foram altas com média de $2,02 \text{ kg DQO L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, apresentando valores próximos de remoção de CN^- do estudo da autora e das encontradas pela L2. O COV no reator U3 também foi alto em torno de $1,21 \text{ kg DQO L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,

o qual apresentou porcentagens de remoção de cianeto um pouco maiores em relação a L3. E para L1, as taxas de aplicação média de COV foi de $0,94 \text{ kg DQO L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, enquanto que no reator U1 a média foi de $0,54 \text{ kg DQO L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, sendo valores menores quando comparados a outros sistemas, porém alcançou remoção de CN^- maior que 70%.

Figura 16 - A) *Box-plot* das médias de concentração de CN^- do sistema 1; B) concentração de CN do sistema 2; C) concentração de CN do sistema 3.



As remoções de CN^- relaciona-se a sua degradação natural, por volatilização do ácido cianídrico, a qual os íons de cianeto são inibidos em até 90% por essa via (GOODE et al., 2001). Em processos de tratamento biológico, Dasha et al., (2009) afirmam que várias espécies microbianas podem degradar o cianeto efetivamente em produtos menos tóxico, a qual o metabolismo destes utilizam o cianeto como fonte de nitrogênio e carbono, convertendo-o em amônia e carbonato, se as condições forem mantidas adequadamente.

As concentrações de cianeto podem apresentar toxicidade dependo de suas formas químicas estáveis ou por biodisponibilidade (KUNZLER, 2010; AMORIM, 2015). Para o descarte direto em corpos hídricos, os efluentes do sistema experimental não alcançaram a faixa estabelecida pelo CONAMA 430 (2011), a qual preconiza limite máximo de até $1,0 \text{ mg. L}^{-1}$ para o cianeto total e até $0,2 \text{ mg. L}^{-1}$ de cianeto livre. Contudo esse valor pode ser alcançado, em relação aos parâmetros de controle operacional, como é o caso do COV e TDH.

O CN^- pode apresentar propriedades que resultam no risco agudo e crônico para a saúde humana, risco que depende do padrão de exposição. Os alvos dessa toxicidade são o sistema nervoso central e periférico, pois demandam mais atividade energética aeróbica no organismo (NZWLO e CLIFF, 2011).

5.4 Condições Operacionais dos sistemas

5.4.1 Alcalinidade Total e Ácidos Graxos Voláteis

Na figura 17 são apresentados os resultados obtidos das concentrações de alcalinidade total e AGV dos afluentes (A1, A2 e A3) e os efluentes das lagoas (L1, L2 e L3) e reatores (U1, U2 e U3).

Pode-se observar na figura 17 (A, C e E), que no início de cada operação as concentrações de CaCO_3 nos afluentes não foram identificáveis, em razão de cada novo ciclo de coleta, eles encontravam-se com pH baixo ($\text{pH} < 5,0$), do 1º ao 6º dia de operação, para o método de análise utilizado. Dessa forma, o A1 alcançou valores médios de $560,7 \pm 147,1 \text{ mg CaCO}_3. \text{L}^{-1}$, seguido de $576,19 \pm 147 \text{ mg CaCO}_3. \text{L}^{-1}$ para L1 e no U1 de $656,21 \pm 177 \text{ mg CaCO}_3. \text{L}^{-1}$.

No Sistema Experimental 2, foi encontrado valor médio de $778 \pm 147 \text{ mg CaCO}_3. \text{L}^{-1}$ no A2 e $886 \pm 135,4 \text{ mg CaCO}_3. \text{L}^{-1}$ na L2, enquanto que no U2, essa concentração apresentou média total de $972 \pm 138 \text{ mg CaCO}_3. \text{L}^{-1}$. O sistema 3 apresentou maiores concentrações em

relação aos demais sistemas, com média encontrada no A3 de $1074,09 \pm 192$ mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, na L3 de $1192,31 \pm 137,3$ mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e U3 de $1264,10 \pm 166$ mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$.

Para os resultados de concentração de alcalinidade não houve diferença significativa ($F = 0,2437$; $p = 0,784$) entre os sistemas, embora que ambos apresentaram concentrações de alcalinidade suficiente para ocorrer o efeito tampão. Semelhante ao estudo de Ferraz et al., 2009, que avaliaram o desempenho de um reator compartimentado (RAC) no tratamento da manipueira, apresentando capacidade de tamponamento por toda extensão dos compartimentos do reator, em razão do aumento da alcalinidade e pH.

Essa presença elevada de alcalinidade a bicarbonatos tem a possibilidade de produzir efeito tampão suficiente para impedir a queda brusca de pH em algum momento de desequilíbrio dos sistemas (PIVELI e KATO, 2006).

Além disso, à presença de OH^- , carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-), assim como, de outros elementos como cálcio, magnésio, sódio e amônia podem contribuir na estabilização do pH nos sistemas (METCALF e EDDY, 2016), tanto quanto nos afluentes, apresentando teores alcalinos em alguns períodos de operação.

Na figura 17 (B, D e F), os resultados de AGV apresentaram um comportamento variável de ácidos voláteis durante a operação. O A3 alcançou valores altos de AGV ao longo dos ciclos, com média de $1750,30 \pm 578$ mg $\text{HAc} \cdot \text{L}^{-1}$. Na L3, a concentração foi diminuindo a 1250 ± 417 mg $\text{HAc} \cdot \text{L}^{-1}$. O efeito similar ocorreu no reator U3 com valores médios de 1182 ± 501 mg $\text{HAc} \cdot \text{L}^{-1}$.

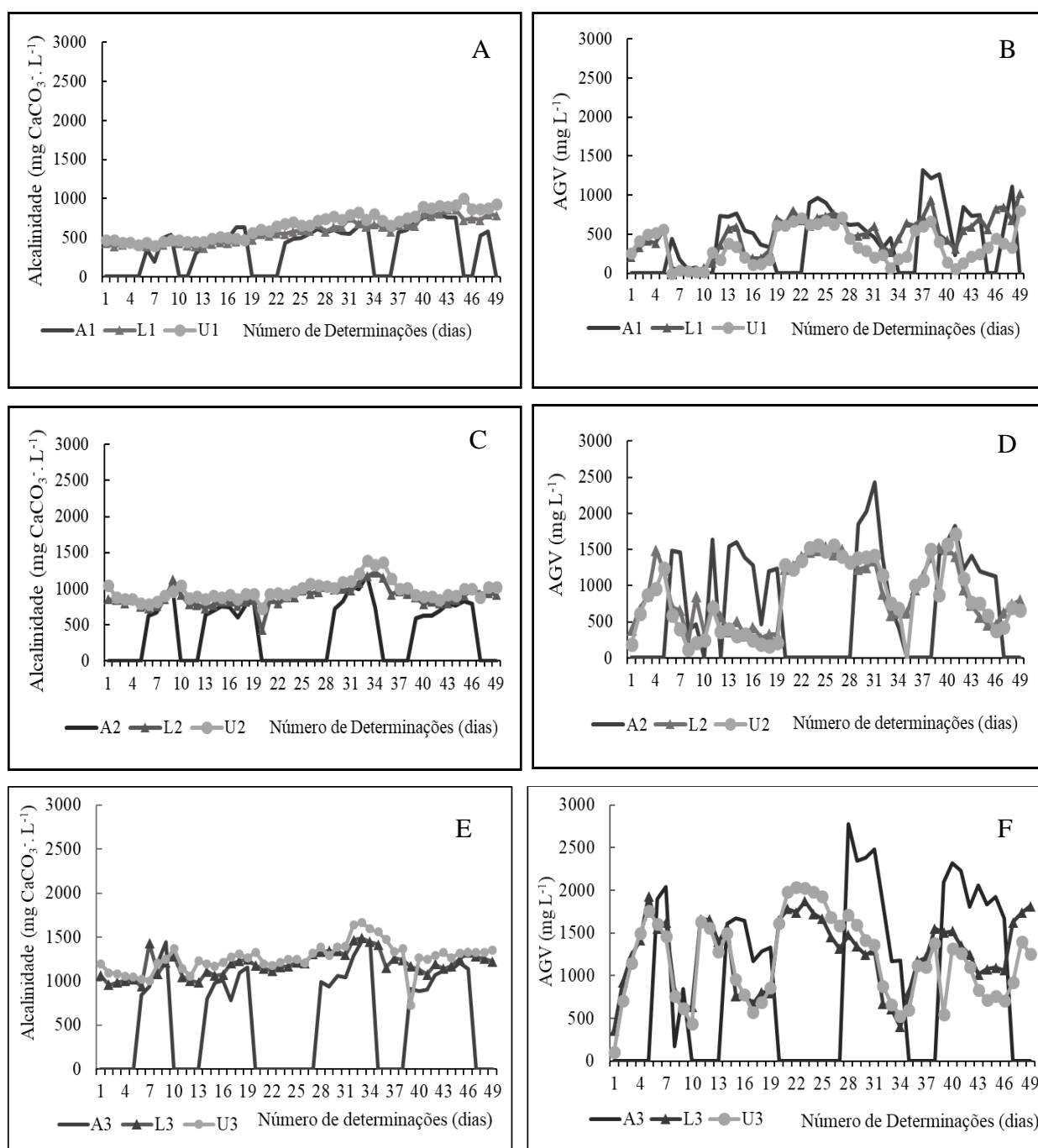
As concentrações de AGVs do A1 alcançou valores médios de 650 ± 324 mg $\text{HAc} \cdot \text{L}^{-1}$, seguido de 491 ± 252 mg $\text{HAc} \cdot \text{L}^{-1}$ para L1 e U1 de $353,42 \pm 228$ mg $\text{HAc} \cdot \text{L}^{-1}$. Para o sistema experimental 2, as concentrações de AGVs no A2 foi de $1314,4 \pm 511$ mg $\text{HAc} \cdot \text{L}^{-1}$, enquanto que na L2 e U2, as concentrações foram de 893 ± 430 mg $\text{HAc} \cdot \text{L}^{-1}$ e 835 ± 502 mg $\text{HAc} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente.

Observa-se que, a partir dos valores médios e pela análise das figuras sucedeu o consumo de AGVs no período de tratamento dos sistemas experimentais. Dessa forma, ocorreu diferença significativa ($F = 3,347$; $p < 0,05$) entre as concentrações percentuais deles.

O consumo global de ácidos voláteis encontrado no sistema 1 foi de 46%, sendo que no 5° a 11° dia ocorreu o consumo total dessa concentração na lagoa e no reator UASB. Entretanto, o consumo foi menor em relação ao sistema 2 e 3 com 36,4% e 32%, respectivamente.

Assim como, na alcalinidade, a concentração de AGV é um parâmetro importante para verificar a estabilidade ecológica em sistemas anaeróbios, a qual são produtos intermediários do processo de digestão anaeróbia (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

Figura 17 - A) Comportamento das concentrações de CaCO_3 do sistema 1; B) concentrações de AGV do sistema 1; C) concentrações de CaCO_3 do sistema 2; D) concentrações de AGV do sistema 2; E) concentrações de CaCO_3 do sistema 3; F) concentrações de AGV do sistema 3.



Em condições favoráveis e uma população bacteriana metanogênicas suficientes, as AGVs são consumidas logo após serem formadas, que por sua vez, não são acumuladas dentro do sistema e o pH permanece neutro. Em contrapartida, nas condições de estresse e limitações cinéticas das reações dos microrganismos, as AGVs acumulam-se no meio causando a queda

no pH, ocasionando o azedamento e a inativação dos processos metanogênicos no reator (CHERNICHARO, 2007).

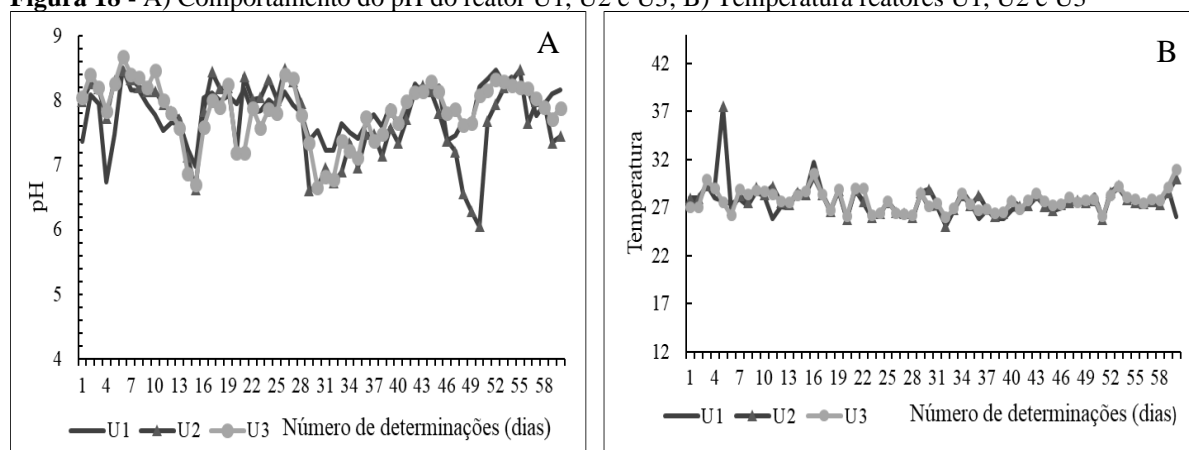
Nesse aspecto, o sistema (A3, L3 e U3) demonstrou instabilidade no 4° ao 7° dia de monitoramento, nas quais concentrações de ácidos voláteis prevaleceram maiores que a alcalinidade, bem como, no 19° ao 28° dia de funcionamento (figura 17 - F). Por conseguinte, o mesmo comportamento foi identificado no sistema (A2, L2 e U2) apresentando instabilidade no 20° ao 31° dia.

Essas variáveis foram importantes na mensuração da capacidade de tamponamento dos reatores deste estudo, tal como, das lagoas, as quais permitiram verificar o acompanhamento do desempenho dos sistemas, além do pH.

5.4.2 pH e temperatura dos reatores UASB

Os resultados obtidos na operação dos reatores UASB durante a pesquisa estão descritas na figura 18 (A e B). Os valores médios obtidos pelos reatores U1, U2 e U3 foram de $7,84 \pm 0,4$, $7,70 \pm 0,6$ e $7,83 \pm 0,5$ respectivamente. Com relação a temperatura, os reatores apresentaram faixa mesófila de $27,4 \text{ }^\circ\text{C}$ no reator U1, e para os reatores U2 e U3 a faixa de temperatura apresentou a mesma para ambos de $27,8 \text{ }^\circ\text{C}$.

Figura 18 - A) Comportamento do pH do reator U1, U2 e U3; B) Temperatura reatores U1, U2 e U3



O pH dos efluentes dos reatores estiveram na faixa de neutralidade, quando comparado ao estudo de Amorim (2015), na qual os efluentes de reatores anaeróbios estiveram próximos da neutralidade variando de 6,82 a 6,9. Kuczman et al., (2011) alcançaram valores de pH acima

da faixa usual para reatores anaeróbios, na faixa de 5,71 a 8,61 ao operar reator horizontal em escala piloto no tratamento de efluentes de fecularia.

De acordo com Speece (2008) e Chernicharo (2007), a faixa ideal para os microrganismos metanogênicos atuarem em processos anaeróbios estão entre os intervalos de 6,5 a 7,5. Pode-se observar que o pH dos reatores apresentaram uniformidade durante os ciclos de tratamento, que concomitante aos resultados de AGV e Alcalinidade, os reatores desempenharam capacidade de tamponamento, não apresentando, portanto, queda brusca do pH. Apesar de ter encontradas concentrações altas de ácidos voláteis em determinados ciclos de tratamento no reator U2 e U3.

Leite et al., (2016) avaliaram que o tratamento otimizado pelo processo de biodigestão utilizado pelas empresas de fecularias não apresentam nenhum dispositivo de controle operacional em termos de pH e temperatura. Esses parâmetros evidenciam variáveis importantes quando monitorados, a fim de obter melhor eficiência na produção de biogás e remoção de matéria orgânica.

Dentre as medidas operacionais do reator UASB, a temperatura é um dos fatores que tem sido estudado nesse sistema, principalmente em regiões com temperatura média elevada, onde a digestão anaeróbia mesofílica pode se desenvolver adequadamente. Além disso, manter faixa de pH = 7 torna-se vantajoso à fase metanogênica, faixas fora do intervalo de $6,5 < \text{pH} > 7,5$, podem comprometer o desempenho de remoção de matéria orgânica (VAN HAANDEL e LETTINGA (1994); LEW et al., (2011)).

Com relação ao lançamento em corpos hídricos, o CONAMA 430 (BRASIL, 2011) estabelece a faixa de pH de 5 a 9 e temperatura menor que 40 °C. Portanto, os efluentes finais dos reatores UASB estão dentro do recomendável.

5.5 Remoção de DQO total e filtrada

Os valores médios, desvios padrões, mínimos, máximos e proporções interquartis dos resultados da DQO total e filtrada do sistema experimental obtidos durante o tratamento estão descritos na figura 19 (A, B, C, D e F).

Conforme Kruskal-Wallis, comparou-se as porcentagens de remoções de DQO_t global entre as unidades experimentais do sistema ($H = 2,906$; $p = 0,2336$) durante o período de tratamento, não tendo sido encontradas diferenças significativas. Além disso, entre as

concentrações médias de porcentagem da remoção de DQO_f ($F = 3,095$; $p = 0,057$) para ambos sistemas, não houve diferença significativa pelo teste ANOVA.

Observa-se na tabela 9, que as concentrações médias de DQO_t e DQO_f apresentaram concentrações menores nos reatores U1, U2 e U3 em relação aos afluentes dos sistemas. A eficiência global do sistema 1 foi de 67%, a qual na L1 a redução ocorreu em torno de 44% e no U1 de 40%. O sistema 2 também apresentou eficiência de remoção global de 63%, seguido de 42% de remoção para a L2 e U2 de 36%. Enquanto, no sistema 3, as concentrações médias finais foram altas em relação aos demais sistemas apresentando uma eficiência global de remoção de 59%, sendo que na L3 foi registrado uma eficiência média de 40%, enquanto que no U3, as remoções foram baixas em torno de 31%.

Tabela 9: Valores médios e desvio padrão das concentrações de DQO_t e DQO_f nos sistemas experimentais

DQO Total (mg L⁻¹)			DQO Filtrada (mg L⁻¹)		
A1	L1	U1	A1	L1	U1
2.834 ± 1.295	1.612 ± 570	974 ± 535	2.042 ± 1.243	1.104 ± 623	703 ± 491
A2	L2	U2	A2	L2	U2
4.808 ± 2032	2.792 ± 1.160	1.780 ± 882	3.922 ± 1.593	1.867 ± 936	1.533 ± 888
A3	L3	U3	A3	L3	U3
6.070 ± 2.093	3.638 ± 1.122	2.506 ± 985	4.604 ± 2.007	2.755 ± 1.046	2.176 ± 950

Em relação a DQO_f , a L1 apresentou 46% de eficiência de remoção e quando comparado a remoção global do sistema foi encontrado 66%. Já na L2 as reduções corresponderam a 52% e o sistema 2 alcançou 61% na remoção de DQO_f . O sistema 3 foi que apresentou menores remoções nas concentrações finais de DQO_f com percentual de eficiência de 53%, enquanto que a L3 apresentou 40,2% dessa remoção.

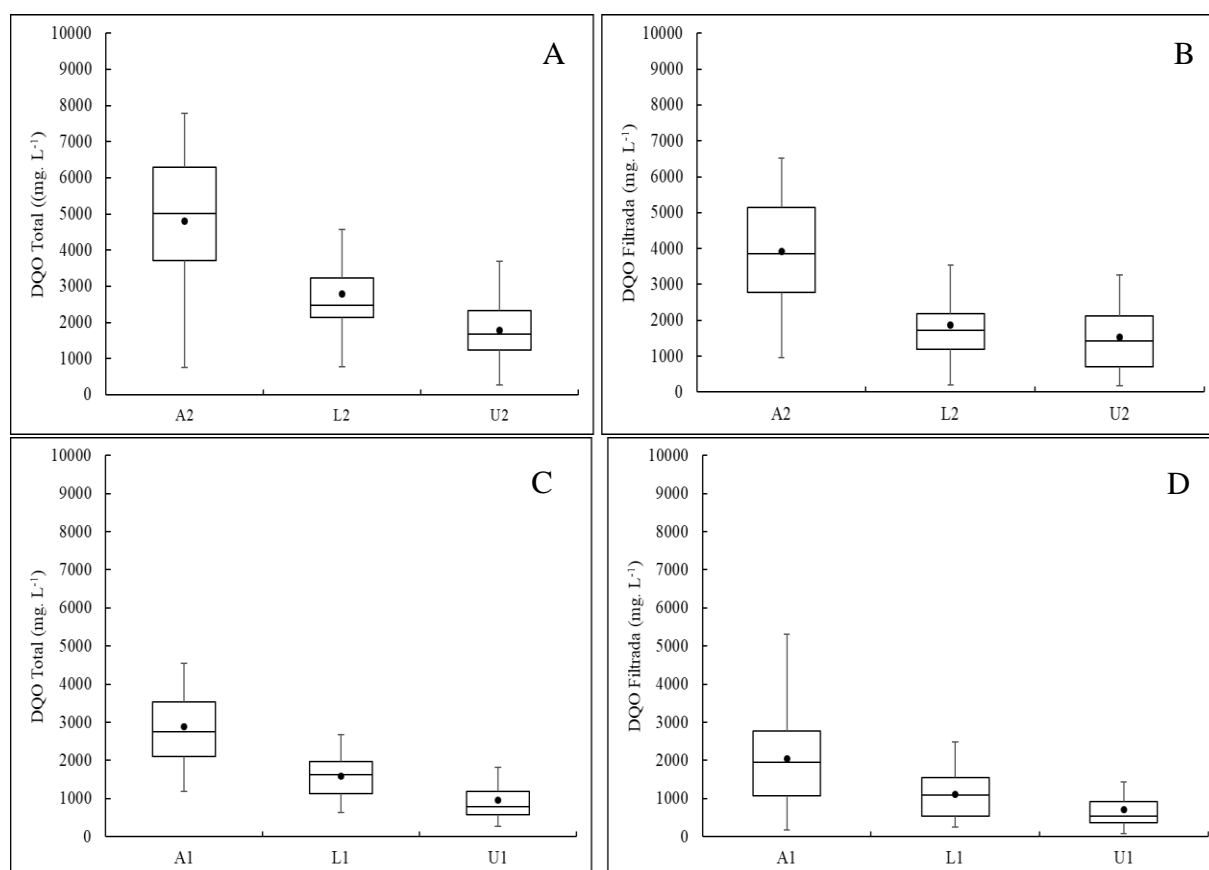
Nos reatores UASBs o desempenho foi diferente quando comparado as cargas providas das lagoas. Nota-se que houve uma grande dispersão nos afluentes A1, A2 e A3 (figura 19) durante o experimento, o que pode ser justificado pela variedade de raízes processadas na casa

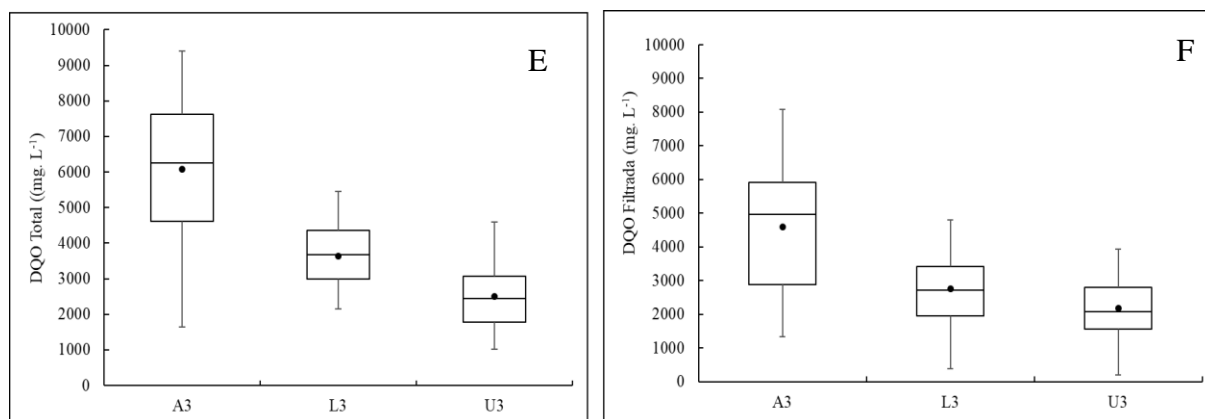
de farinha, gerando diferentes substratos. Isso indica maior variação de cargas aplicadas (ZHANG et al., 2013).

Essas oscilações de cargas aplicadas durante a operação do sistema, podem ter determinado o desempenho das lagoas, assim como, dos reatores. Mas isso não foi suficiente para que os sistemas experimentais apresentassem instabilidade em todo o processo de tratamento, quando se refere a eficiência total dos sistemas.

Diante disso, a eficiência de remoção do material orgânico nos reatores anaeróbios torna-se atraente quando é adotado um descarte do lodo (idade de lodo), em períodos longos, estimulando uma eficiência maior (Van Haandel e Lubbe, 2012). Neste estudo, foi definido um TRC de 90 dias, que resultou em alguns períodos de operação no sistema, elas apresentaram porcentagens maiores de remoções de DQO.

Figura 19 - A) *Box-plot* dos valores médios das concentrações de DQO_t do sistema 1; B) concentrações de DQO_f do sistema 1; C) concentrações de DQO_t do sistema 2; D) concentrações de DQO_f do sistema 2; E) concentrações de DQO_t do sistema 3; F) concentrações de DQO_f do sistema 3.





Kunzler (2010) avaliou o desempenho de reatores anaeróbios com meio suporte de bambu sob diferentes cargas orgânicas. Analisando a eficiência desses reatores, eles apresentaram elevada remoção de DQO de efluentes de feculárias, aplicando-se cargas maiores de 5,601 g L. d⁻¹. Em seus resultados obtidos para as demais cargas de DQO aplicadas, verificou-se a desestabilidade do reator após diminuição destas cargas, e posteriormente o aumento repentino delas em intervalo de tratamento de 40 dias.

Durante os ciclos de operação foi observado variações de taxas de remoções de DQO no sistema. No segundo ciclo, o reator U2 apresentou eficiência de 77% a 83%, no quarto ciclo a eficiência de remoção do reator U1 e U2 atingiram taxas de remoção de 73% a 88% e 75% a 85%, respectivamente.

Os resultados mostraram-se similar aos valores citados na literatura para reatores UASB tratando esgoto sanitário, que inclui faixa de remoção de DQO entre 40 a 75% (VON SPERLING, 2005; SANT'ANNA JR, 2010). Para Chernicharo (2007), a eficiência de remoção de DQO são afetadas de forma significativa pelo TDH do sistema, com variação de redução de 40% a 75%. Portanto, para o TDH de 12 horas a estimativa de remoção de DQO (%) é de 75%, sendo que o sistema esteve próximo a esse valor.

Conforme Haandel e Marais (1999), o desempenho do digestor anaeróbio de alta taxa, como é caso dos reatores UASB, pode ser impulsionado por várias medidas, dentre elas, a alimentação contínua, a qual foi introduzida nos sistemas por gravidade. Outros parâmetros operacionais, citados pelos autores, que exercem influência sobre a digestão anaeróbia, estão entre os mais importantes: a temperatura no digestor, valor e estabilidade do pH, presença de nutrientes e presença de concentração de matérias tóxicos.

Os reatores U2 e U3, notavelmente apresentaram remoções de DQO inferiores ao reator U1, que pode ser justificado pelas concentrações de AGV acumuladas no interior dos reatores, justificando o consumo menor entre eles.

Estudo de Hien et al., (1999), tratando efluentes de feculárias, empregaram quatro unidades experimentais de tratamento: tanque de sedimentação, reator UASB, lodos ativados e lagoa de oxidação, obtendo uma eficiência global de remoção de DQO de 87%. A taxa de carga orgânica aplicada inicial foi de $3 \text{ kg DQO m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ e TDH de 12 horas, que durante a operação, estas foram aumentadas gradualmente alcançados valores de remoção de DQO de 94%.

Ao passo que, Annachatre et al., (2000), utilizando tanque de decantação e UASB para produção de biogás provenientes de efluentes de fecularia, alcançou conversão de DQO no início de execução do experimento, com cerca de 15 a 50% de remoção. O que pode ser justificado pelo fluxo da velocidade ascensional ser $> 0,40 \text{ m/h}$ gerando aumento da concentração de matéria orgânica no efluente final.

A manutenção foi um ponto importante na eficiência desse sistema, pois os autores controlaram a velocidade e aumentaram a carga de DQO afluente no reator, que resultou em 80% de conversão de DQO a CH_4 . Da mesma forma que observada por Amorim et al., (2018), empregando reatores UASB no tratamento de manipueira de casas de farinha, encontraram remoção de DQO na conversão de metano variando de 71% a 80% de remoção de DQO na produção de $0,260 \text{ NL de CH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{DQO}_{\text{removida}}$.

5.6 Remoção de Sólidos e suas Frações

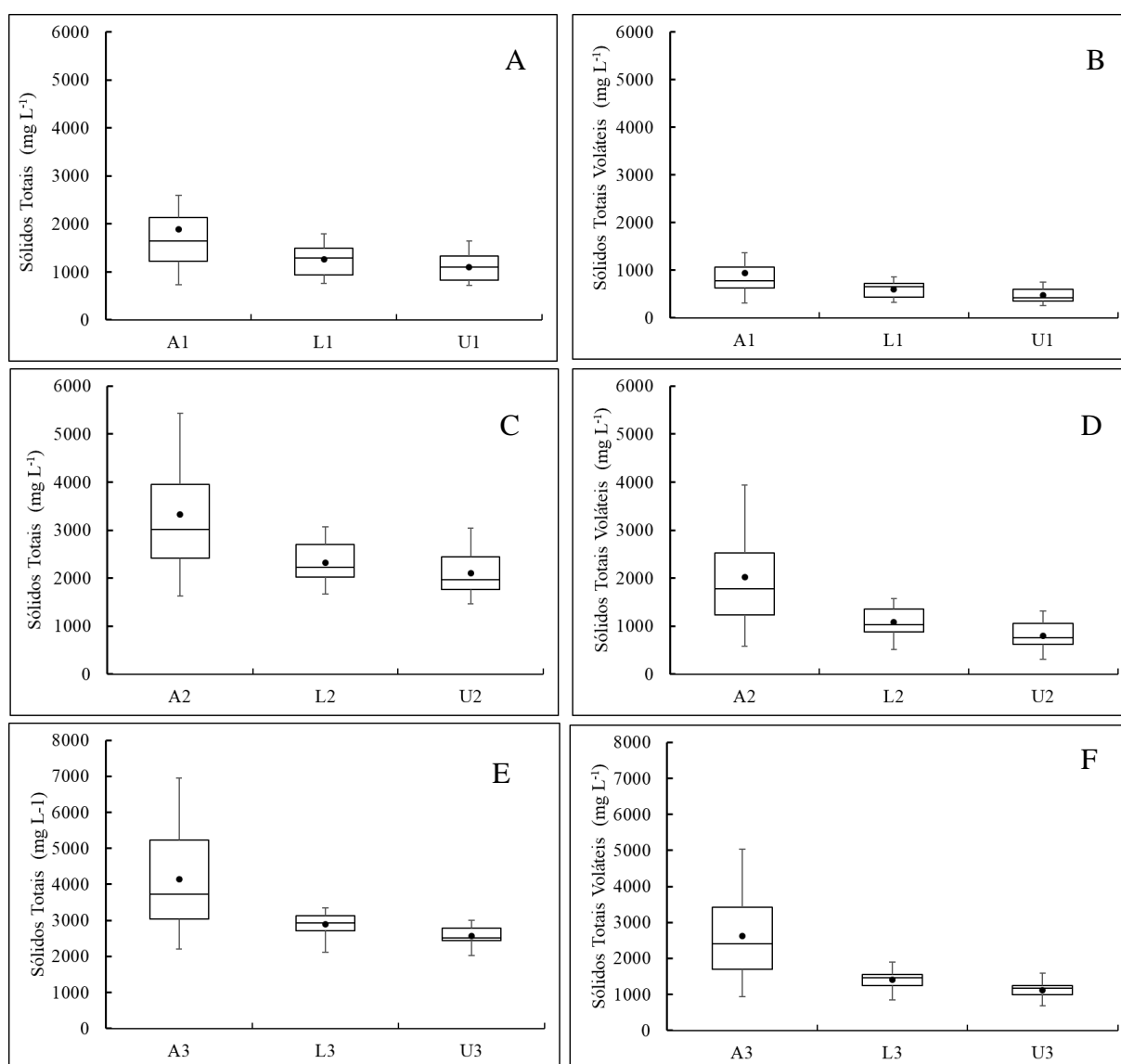
Com relação aos resultados das composições de ST e STV, estes estão descritos na figura 20 (A, B, C, D, E e F). Pelo teste estatístico de Kruskal-Wallis, não houve diferença significativa ($H = 0,3443$; $p = 0,8417$) entre as porcentagens médias de remoções de ST para as unidades do sistema experimental. Nesse sentido, os reatores U1, U2 e U3 apresentaram baixas eficiência média de remoção de ST de 42%, 37% e 38%, respectivamente.

Observa-se pelos resultados apresentados de STV, também não ocorreu variância significativa entre as porcentagens médias de remoção entre as unidades experimentais ($F = 2,375$; $p = 0,1$). A eficiência de remoção entre os reatores U1, U2 e U3 foram 49%, 60% e 57%, nessa ordem.

Em relação a lagoa L1, a eficiência de remoção de STV foi menor que 35%. Para as lagoas L2 e L3 as porcentagens obtidas foram de 46% e 41%, respectivamente. Visando

comparar eficiência de remoção de sólidos em um biodigestor anaeróbio à base de fécula de mandioca, Cremonez et al., (2013) alcançaram taxas de remoção de STV de 75,2 %, utilizando água estabilizada de suinocultura como matéria-prima, para a produção de biogás.

Figura 20 - A) Box-plot dos valores médios das concentrações de ST do sistema 1; B) concentrações de STV do sistema 1; C) concentrações de ST do sistema 2; D) concentrações de STV do sistema 2; E) concentrações de ST do sistema 3; F) concentrações de STV do sistema 3.



Nas tabelas 10 e 11 estão apresentados os valores médios e desvio padrão de remoção de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), sólidos totais voláteis (STV) e sólidos suspensos voláteis (SSV).

Tabela 10 - Valor médio e desvio padrão de ST e STV dos sistemas experimentais

ST (mg L ⁻¹)			STV (mg L ⁻¹)		
A1	L1	U1	A1	L1	U1
1893 ± 1159	1269 ± 333	1100 ± 283	937 ± 551	598 ± 171	473 ± 146
A2	L2	U2	A2	L2	U2
3327 ± 1226	2324 ± 455	2106 ± 451	2025 ± 1064	1087 ± 326	802 ± 293
A3	L3	U3	A3	L3	U3
4139 ± 1515	2888 ± 325	2571 ± 281	2619 ± 1249	1410 ± 298	1114 ± 269

Nos resultados de SST, o reator U3 apresentou uma eficiência de remoção global de 63%, os demais reatores alcançaram remoções de 54 e 53%, nessa ordem. Com relação a SSV, a eficiência média de remoção foi apenas 54% e 53% para reator U1 e U2, respectivamente e 58% para o U3. Os valores médios e desvio padrão estão descritos na tabela 11.

Esses resultados podem ter sido influenciados pela concentração e característica da sedimentabilidade do lodo presente nos reatores. Isso é evidenciado também por algum momento da operação a sobrecarga vazão do afluente, com conseqüente elevação das velocidades ascensionais ou pela falha de descarte do excesso de sólidos nos reatores (CHERNICHARO, 2007).

Tabela 11 - Valores médios e desvio padrão de SST e SSV das unidades experimentais

SST (mg L ⁻¹)			SSV (mg L ⁻¹)		
A1	L1	U1	A1	L1	U1
285 ± 175	209 ± 149	122 ± 68	239 ± 144	188 ± 130	111 ± 58
A2	L2	U2	A2	L2	U2
353 ± 198	303 ± 141	166 ± 87	310 ± 168	279 ± 131	144 ± 71
A3	L3	U3	A3	L3	U3

530 ± 264	311 ± 176	198 ± 123	447 ± 237	291 ± 169	189 ± 109
-----------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------

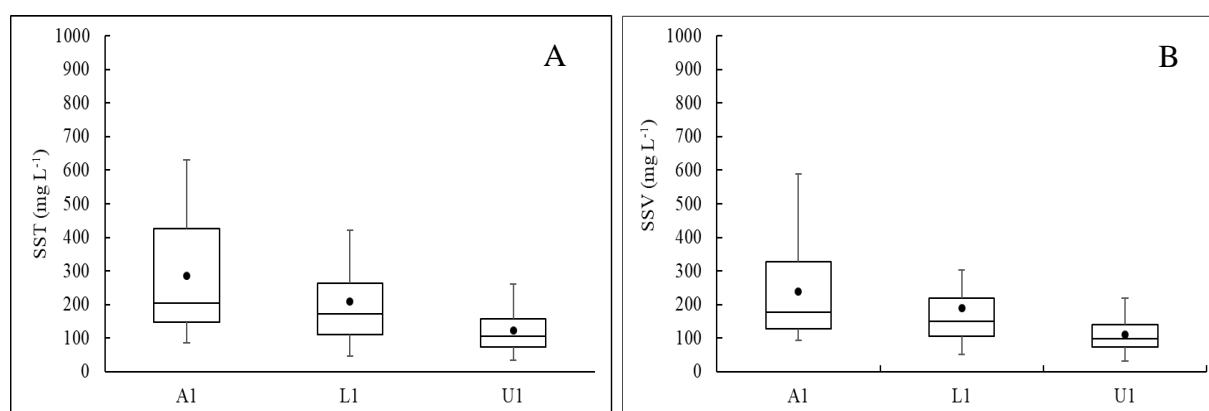
Outra influência importante relacionada a concentrações de sólidos voláteis foi a variação média da idade de lodo no período de operação. Para Jordão e Pessoa (2014), a concentração média final de SST no efluente do reator UASB deve ser em torno de 80 mg/L. Nos primeiros ciclos de operação os reatores U1 e U2 obtiveram concentrações finais na faixa de 40 a 80 mg/L e 44 a 90 mg/L, respectivamente.

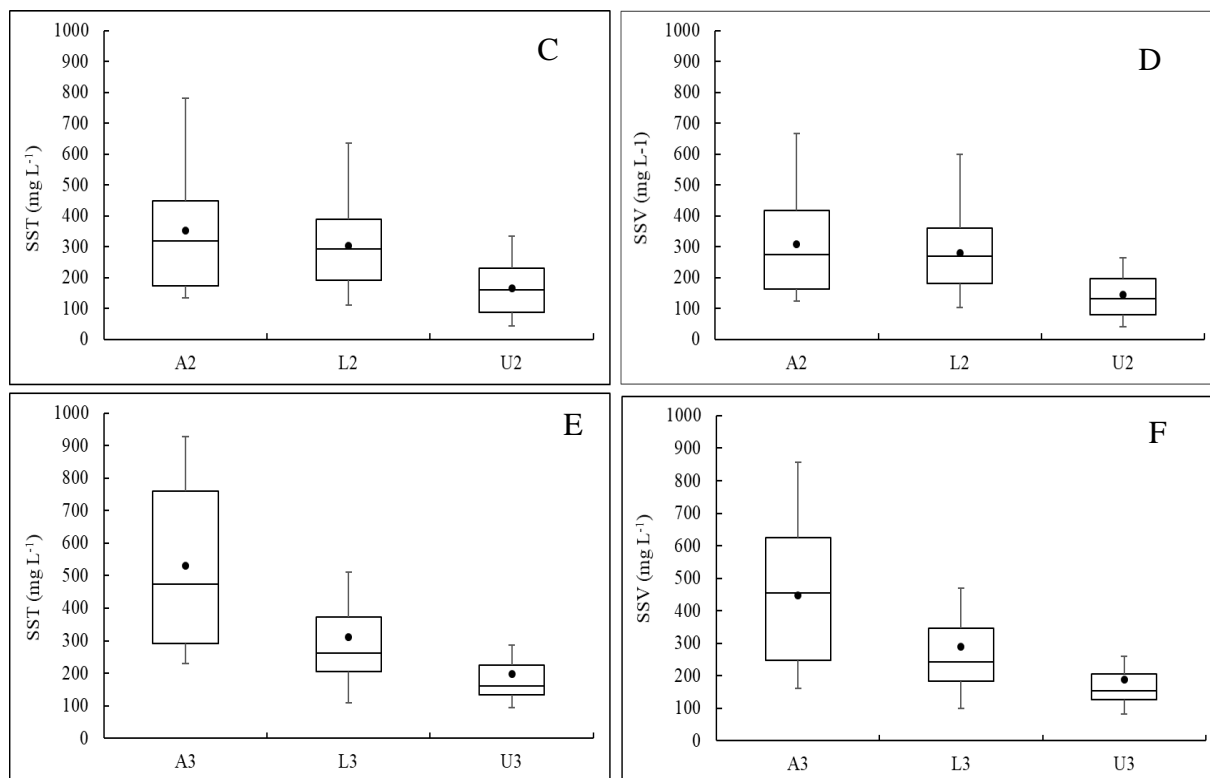
De acordo com os resultados da figura 21 (A, B, C, D, E e F), estão apresentadas as médias e as proporções interquartis dos resultados de SST e SSV das unidades experimentais. Pode-se observar que as lagoas favoreceram condições favoráveis aos reatores UASB nas reduções de sólidos, os quais mostraram potencial no tratamento de alta concentração de material orgânico biodegradável, presentes na manipueira e água de puba. O que justifica as porcentagens de eficiência de remoção da unidade (A3, L3 e U3) na concentração de SSV.

No teste ANOVA as concentrações de SST ($F = 1,216$; $p = 0,3$) e SSV ($F = 0,05$; $p = 0,09$) no decorrer da operação das unidades experimentais de tratamento não apresentaram diferenças significativas, como pode ser observado na figura 21.

Vidal et al. (2009), obtiveram remoções de SST em torno de 76% tratando águas residuárias da extração de amido de mandioca, em filtro anaeróbio, com TDH teórico de 12 horas e TDH real de 10,02 horas, em escala piloto, sendo corrigido o pH com doses de NaHCO_3 .

Figura 21 - A) *Box-plot* dos valores médios das concentrações de SST do sistema 1; B) concentrações de SSV do sistema 1; C) concentrações de SST do sistema 2; D) concentrações de SSV do sistema 2; E) concentrações de SST do sistema 3; F) concentrações de SSV do sistema 3.





No tratamento também de água residuária de fecularia, Araújo (2015) avaliou um reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente, com a perspectiva de produção de biogás, testando diferentes COD, a qual apresentou remoções médias de SST e SSV de 63% e 92%, respectivamente.

5.7 Nutrientes e perspectivas para o uso na fertirrigação

Os resultados obtidos neste estudo para nutrientes estão reunidos por meio dos seguintes parâmetros: Nitrogênio Total, N-amoniaco, Fósforo total e Ortofosfato. Todos foram agrupados em gráficos Box-plot visualizados nas figuras 23 e 24 abordando os valores médios, desvio padrão, e as proporções interquartis das unidades experimentais.

Para os resultados de nitrito e nitrato, foram realizados apenas nos sistemas (L1-U1), (L2-U2) e (L3-U3), as quais estão descritas na figura 22. Os afluentes não apresentaram concentrações desse parâmetro.

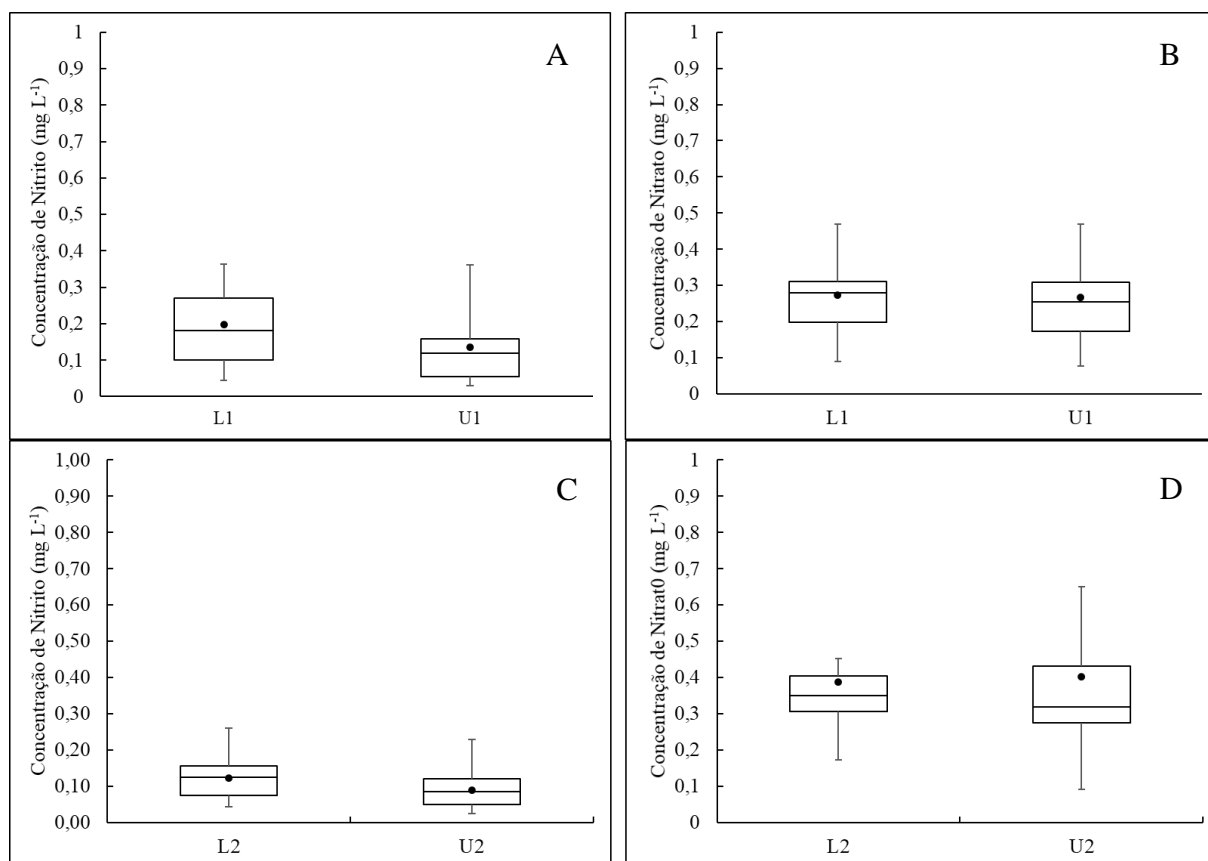
5.7.1 Nitrito e Nitrato

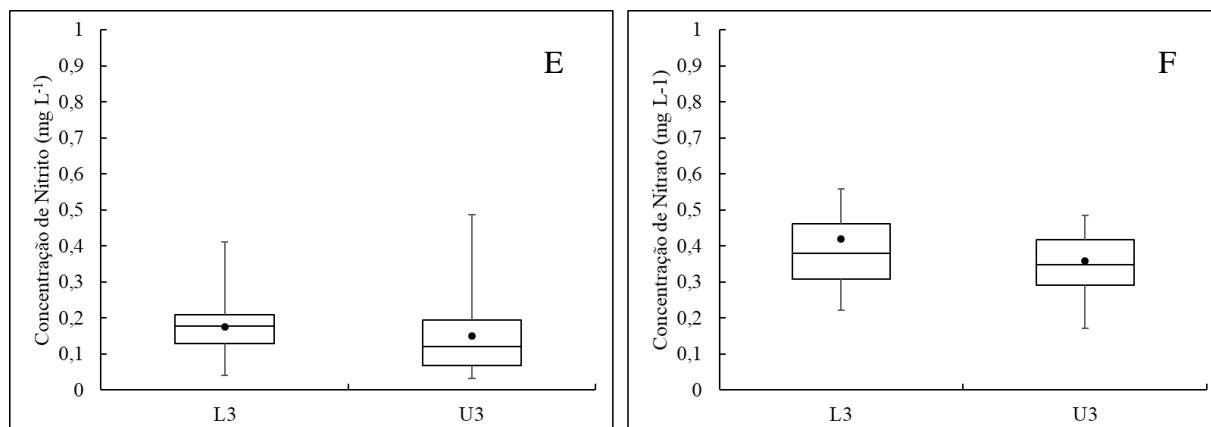
As concentrações de NO_2^- nos sistemas de lagoas apresentaram valores médios de $0,20 \pm 0,10 \text{ mg L}^{-1}$, $0,12 \pm 0,06 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,18 \pm 0,09 \text{ mg L}^{-1}$, para lagoas L1, L2 e L3,

respectivamente. Também foi encontrado teores nos reatores UASB, onde os valores médios foram de $0,14 \pm 0,10 \text{ mg L}^{-1}$ (U1), seguido de $0,09 \pm 0,06 \text{ mg L}^{-1}$ (U2) e $0,15 \pm 0,11 \text{ mg L}^{-1}$ (U3) (Figura 22).

As concentrações de NO_2^- foram menores que 1 mg L^{-1} , sendo que, permaneceram na faixa recomendável para o lançamento em corpos hídricos (BRASIL, 2011). No teste estatístico ANOVA, as porcentagens médias das concentrações de NO_2^- ($F = 2,02$; $p = 0,15$) entre aos sistemas experimentais não apresentaram diferença significativa. Nas concentrações de NO_3^- , o teste de Kruskal-Wallis também não detectou diferenças significativas nos sistemas experimentais do estudo.

Figura 22 - A) *Box-plot* dos valores das concentrações de NO_2^- do sistema 1; B) concentrações de NO_3^- do sistema 1; C) concentrações de NO_2^- do sistema 2; D) concentrações de NO_3^- do sistema 2; E) concentrações de NO_2^- do sistema 3; F) concentrações de NO_3^- do sistema 3.





Em relação aos resultados de NO_3^- , as concentrações dos efluentes das lagoas demonstraram-se baixas, com valores médios de $0,27 \pm 0,12 \text{ mg L}^{-1}$ (L1), $0,39 \pm 0,17 \text{ mg L}^{-1}$ (L2) e $0,42 \pm 0,18 \text{ mg L}^{-1}$. Em relação aos efluentes finais dos UASB foram encontradas concentrações de $0,27 \pm 0,12 \text{ mg L}^{-1}$ (U1), $0,40 \pm 0,23 \text{ mg L}^{-1}$ (U2) e $0,36 \pm 0,12 \text{ mg L}^{-1}$ (U3) (Figura 20). Os teores de NO_3^- , presente nas lagoas, ficaram dentro do recomendado para os valores mínimos de lançamento de efluentes industriais com limite de $10,0 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2011).

Esses resultados indicaram que não houve influência fotossintética no tratamento em lagoa, a qual foi impulsionada pela concentração elevada de carga orgânica. Pode-se prevê que em condições naturais em que as lagoas facultativas são submetidas, podem apresentar um comportamento efetivo nas três zonas de tratamento. Presumindo-se que, a partir do final do segundo ciclo de tratamento, as lagoas apresentaram características de anaerobiose.

Contudo, essa caracterização estabelece que a melhor fonte de nitrogênio assimilável, do ponto de vista de reuso, será pela amônia ionizada produzida nesses sistemas, a qual os resultados serão discutidos a seguir.

Fato previsto pelo estudo de MIWA et al., (2007), que durante a fase anoxia presente em lagoas de tratamento, há uma tendência de redução significativa dos íons nitrato. Principalmente na superfície da lagoa, suscitando a hipótese deste íon nitrato, nas formas deceptoras de elétrons, ser utilizado nos processos de oxidação da matéria orgânica.

5.7.2 Nitrogênio total (NTK e N-amoniacal)

Durante a obtenção dos dados de NTK e amônia foi possível identificar que, os efluentes gerados na produção de farinha de mandioca, apresentam um quantitativo enorme de nitrogênio

e amônia, bem como, de fósforo total e suas frações, o que viabiliza sua disponibilidade nos sistemas de alta taxa, como é o caso do reator UASB, contribuindo no processo de mineralização desses compostos.

Nesse sentido, os resultados de NTK dos afluentes (A1, A2 e A3) foram de $105 \pm 36,3$ mg L⁻¹, $116 \pm 30,2$ mg L⁻¹ e $177 \pm 51,2$ mg L⁻¹. Enquanto que, nos sistemas de lagoas (L1, L2 e L3) ocorrem reduções das composições de NTK, sendo $80 \pm 19,6$ mg L⁻¹, $83 \pm 19,8$ mg L⁻¹ e $146 \pm 32,1$ mg L⁻¹, nessa ordem. Nos reatores UASB (U1, U2 e U3), as concentrações também permaneceram reduzidas, com valores médios finais de $73 \pm 30,4$ mg L⁻¹, $89 \pm 23,4$ mg L⁻¹, e $137 \pm 30,3$ mg L⁻¹, respectivamente.

Em contraponto aos resultados de NTK, as composições de N-amoniaco foram maiores nos efluentes finais dos reatores UASB. Os afluentes (A1, A2 e A3) apresentaram concentrações de NH₄⁺ na seguinte ordem de $57 \pm 14,1$ mg L⁻¹, $52 \pm 11,2$ mg L⁻¹ e $81 \pm 24,2$ mg L⁻¹. Nos sistemas de lagoas L1 e L2 as concentrações foram menores, respectivamente de $49 \pm 21,6$ mg L⁻¹ L1 e $47 \pm 19,2$ mg L⁻¹, ao mesmo tempo, o reator U1 obteve $54 \pm 23,4$ mg L⁻¹. Em contrapartida a lagoa L3 e os reatores U2 e U3 demonstraram um acréscimo de amônia, as quais os valores médios obtidos foram de $96 \pm 26,3$ mg L⁻¹, $64 \pm 20,7$ mg L⁻¹ e $111 \pm 29,7$ mg L⁻¹, respectivamente.

Observa-se que não houve diferença significativamente entre as concentrações de NTK ($F = 1,234$; $p = 0,305$) e NH₄⁺ ($F = 1,369$; $p = 0,27$) nas porcentagens médias de cada amostra das unidades experimentais. Esse comportamento pode ser visualizado na figura 23, na qual o sistema de tratamento proposto converteu o N-NTK em N-NH₄⁺, pelo processo de amonificação, que usualmente são presentes em sistema anaeróbio (CHERNICHARO, 2007), sendo assim, houve um acréscimo de 28% na concentração de amônia no sistema 3. Nos demais sistemas apresentaram porcentagens menores que 18% de conversão.

Como era o previsto, os reatores UASB converteram o nitrogênio orgânico em amônia ionizada, em virtude da associação de fatores como o pH, o qual foi apresentado nos resultados anteriores, estando dentro da faixa prevista da neutralidade, assim como, a estabilidade do pH atribuída aos processos de tratamento das lagoas. Outra contribuição da amônia formada foi a partir da degradação do cianeto, por meio da síntese celular realizada no rotas metabólicas da digestão anaeróbia (EBBS, 2004).

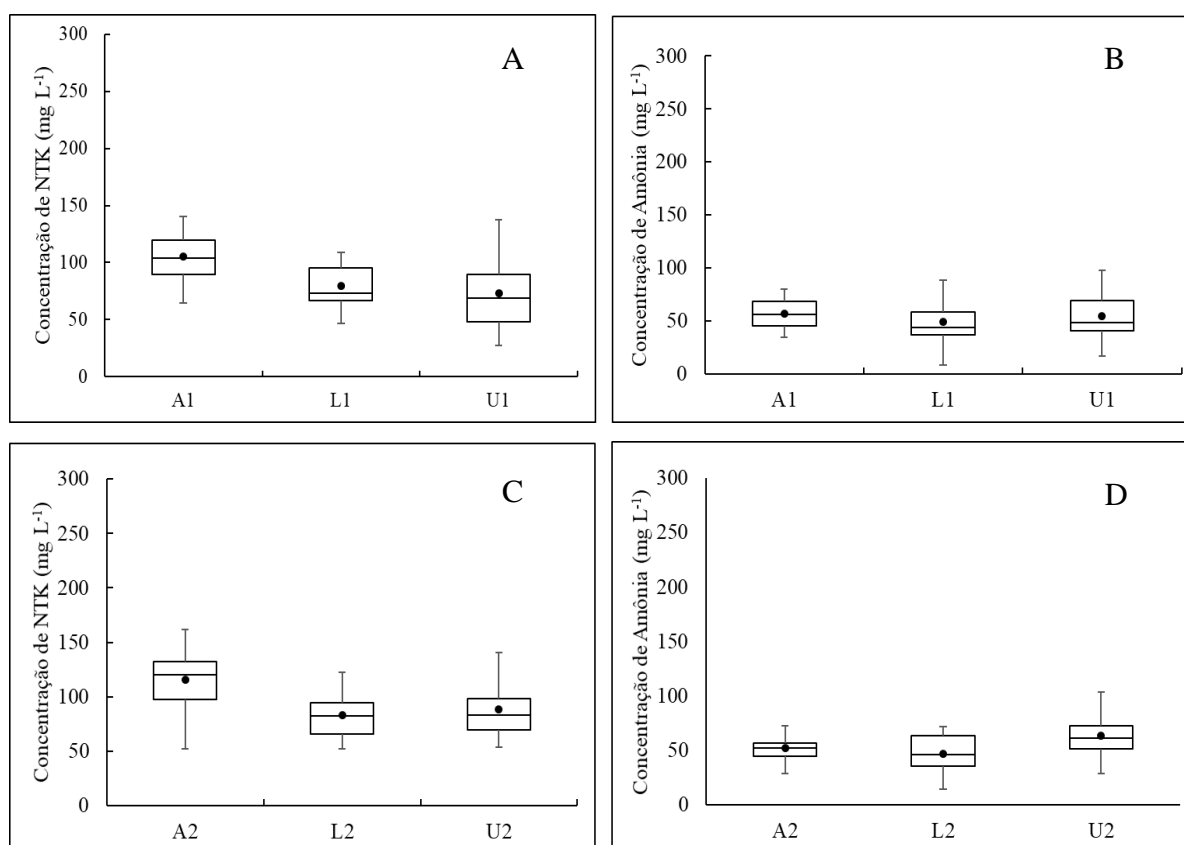
Ruifan et al., (2012), em seus estudos sobre o desempenho de sistema anaeróbio em escala real, no tratamento de águas residuárias de alta concentração de bioetanol de mandioca, foi encontrado altas taxas de NH₄⁺, resultado da proporção N - NH₄⁺/NT. Em que o nitrogênio

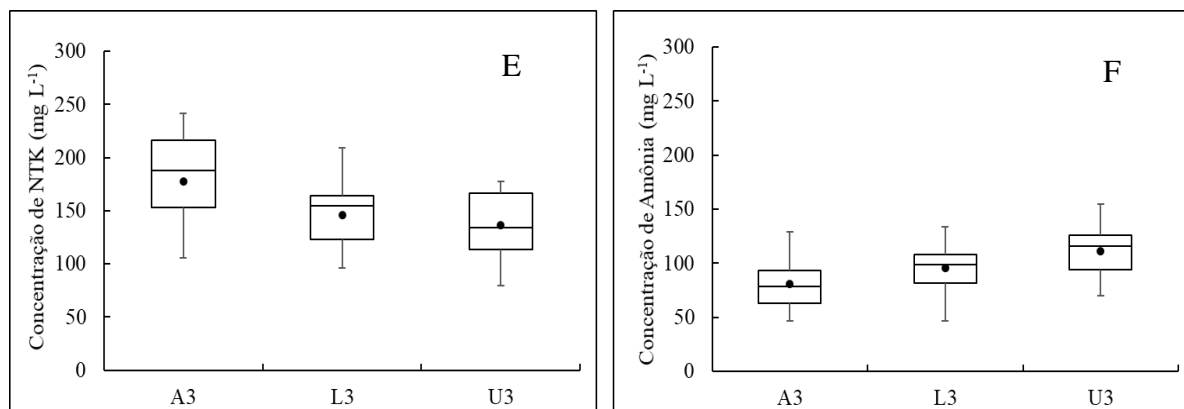
orgânico foi mineralizado obtendo taxas maiores ao final do processo de tratamento, a qual o percentual de contribuição da parte anaeróbia foi de 76,56% dessa conversão.

A remoção biológica de Nitrogênio é necessária em virtude dos problemas de poluição da água, pelos processos de eutrofização na presença de proporções de N e P (VON SPERLING, 2005). Nesse sentido, a eficiência do reator anaeróbio é limitada. Contudo, estudos ro torna potencial na aplicação de seus efluentes tratados na fertirrigação (LEITE et al., 2016).

Associado a isso, tem-se adquirido o reúso desses substratos mineralizados, que são por sua vez mais assimiláveis pelas culturas. Dado que, estudos recentes aproveitando a manipueira em diversas aplicações, principalmente no solo, a utilizam em dosagens específicas e diluições com outras substancias, dentre elas a água, o que confere mais estudos sobre sua aplicabilidade na fertilidade do solo (MAGALHÃES et al., 2013).

Figura 23 - A) *Box-plot* dos valores das concentrações de N-NTK do sistema 1; B) concentrações de NH_3^+ do sistema 1; C) concentrações de N-NTK do sistema 2; D) concentrações de NH_3^+ do sistema 2; E) concentrações de N-NTK do sistema 3; F) concentrações de NH_3^+ do sistema 3





É sabido que a digestão anaeróbia torna o nitrogênio orgânico solúvel presente nas frações biodegradáveis do efluente, disponibilizando-o para as plantas principalmente na forma de amônia ionizada (JOKELA et al., 2005).

Não se obteve estudos sobre o uso da água de puba para processo de fertirrigação no solo, embora, que os resultados encontrados por este estudo na identificação de suas características, como a grande quantidade de NTK e Pt, pode-se prever hipóteses de seu reuso no solo. Enquanto a manipueira, já se sabe, que em diversas pesquisas seu uso tem levantado seu grande potencial como fertilizante orgânico, devido a riqueza de nutrientes como o K, N, Mg, P, Ca, S e Fe (CARDOSO et al., 2009).

Em contraponto, apresenta outras características que inviabiliza sua aplicação direta no solo, como o pH ácido, elevada DQO e HCN. Segundo Piveli et al., (2009), deve-se manejar o aporte de nutrientes, pois em quantidades excessivas podem trazer problemas para as culturas e para o meio ambiente. A exemplo, o excesso de N e consequente nitrificação do solo aumentam a possibilidade de contaminação do aquífero subterrâneo com nitrato. O excesso de sais pode influir no equilíbrio osmótico das plantas comprometendo a absorção da água.

Dessa forma, a importância da mineralização desses compostos e uma gestão planejada do solo para receber esse aporte de nutrientes pode ser vantajoso para o produtor no ponto de vista ambiental e econômico. Estudos de Vasconcelos et al., (2009) e Ribas et al., (2010) aplicaram efluentes tratados advindos de sistemas convencionais e alternativos de tratamento alcançando resultados satisfatórios para uso de fertirrigação.

Vasconcelos et al., (2009), isolaram e caracterizaram microrganismos advindos de lagoas de decantação de águas residuais de mandioca e de solo, as quais obtiveram o isolamento de cepas microbianas capazes de biodegradar a cianoglicosídeos linamarina, oferecendo capacidade de desintoxicação desses efluentes para futura aplicação em fertirrigação.

De acordo com Ribas et al., (2010), a irrigação anaeróbia de efluentes contempla mecanismos vantajosos, em virtude da redução de impactos no solo causados pelos fertilizantes químicos, o que contribui no condicionamento do solo. E quando os efluentes não tratados são depositados no solo, a matéria orgânica compete pelo O_2 com os microrganismos, assim como, com as plantas. Portanto, torna-se importante a redução desse composto em tratamento anaeróbio.

Além disso, Ribas et al., (2010) avaliaram o impacto de aplicação de águas residuárias tratadas de mandioca anaerobicamente em duas fases, com hidróxido de sódio (ASH) e calcário (ASL), como agentes de estabilização no milho no solo, as quais encontraram maiores absorção do Nitrogênio por esta cultura em torno de $33,7 \text{ g Kg}^{-1}$ (ASH) e $33,3 \text{ g Kg}^{-1}$ (ASL), concluindo que este efluente apresenta potencial como fertilizante.

5.7.3 Fósforo Total e Ortofosfato Solúvel

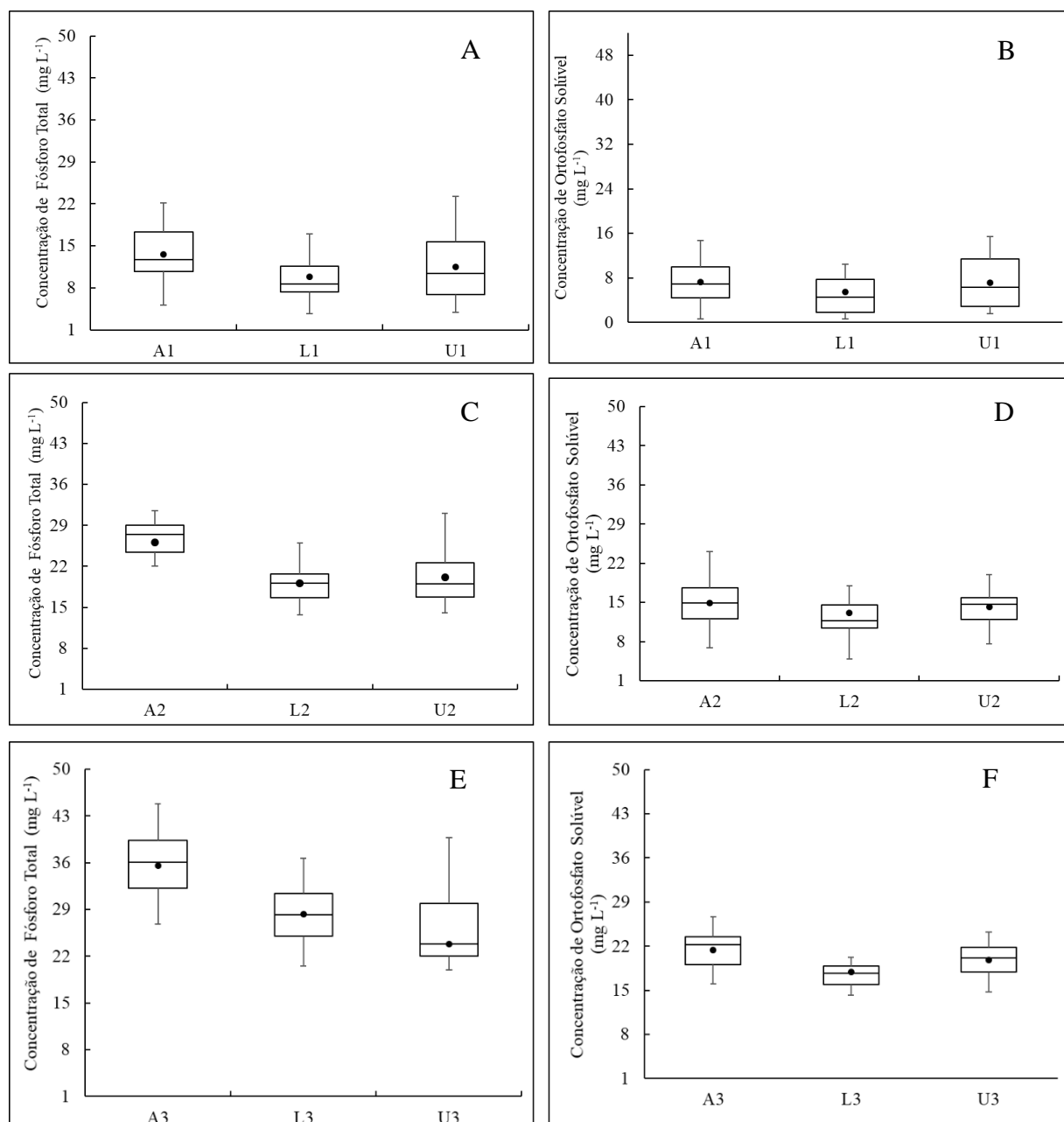
Os valores de concentrações de Pt e PO_4^{3-} nos efluentes finais dos reatores foi considerada baixas, embora seja esperado para esse tipo de sistema adotado. Dessa forma, os valores médios, desvio padrão e as proporções dos valores são visualizados na figura 24.

Para os resultados de Pt, os afluentes (A1, A2 e A3) apresentaram valores médios de $14 \pm 4,7 \text{ mg L}^{-1}$, $26 \pm 4,5 \text{ mg L}^{-1}$ e $36 \pm 5,3 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. A respeito das lagoas ocorreram reduções menores que 28%, sendo os valores médios de $10 \pm 4,6 \text{ mg L}^{-1}$ na L1, $19 \pm 3,5 \text{ mg L}^{-1}$ para a L2 e $29 \pm 4,7 \text{ mg L}^{-1}$ na L3. Os reatores UASB alcançaram valores médios de $11 \pm 5,9 \text{ mg L}^{-1}$ (U1), $20 \pm 4,6 \text{ mg L}^{-1}$ (U2) e $25 \pm 7,5 \text{ mg L}^{-1}$ (U3).

No que se refere a PO_4^{3-} a redução desse composto foi considerada baixa em relação aos afluentes (A1, A2 e A3) com valores médios de $7,3 \pm 4,0 \text{ mg L}^{-1}$, $14,9 \pm 4,6 \text{ mg L}^{-1}$ e $21,4 \pm 4,6 \text{ mg L}^{-1}$, nessa ordem. Enquanto que, nas lagoas (L1, L2 e L3) o percentual maior de redução foram 24% para a lagoa L1 com $5,5 \pm 4,6 \text{ mg L}^{-1}$. As demais lagoas apresentam abaixo de 16% de remoção com valores médios de $13,2 \pm 7,1 \text{ mg L}^{-1}$ (L2) e $17,9 \pm 2,8 \text{ mg L}^{-1}$ (L3).

No teste estatístico as concentrações de Pt ($H = 0,20$; $p = 0,904$) e PO_4^{3-} ($F = 1,668$; $p = 0,21$) não houve diferença estatística entre as remoções desses nutrientes nas unidades experimentais. Durante o processo da digestão anaeróbia as bactérias degradam uma alta fração de massa de nutrientes (10% de N, mais 2,5% de P), que ao final do processo são mineralizados, como é o caso da NH_4^+ e PO_4^{3-} , os quais ficam disponíveis para as bactérias fermentativas (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Figura 24 - A) *Box-plot* dos valores das concentrações de Pt do sistema 1; B) concentrações de PO_4^{3-} do sistema 1; C) concentrações de Pt do sistema 2; D) concentrações de PO_4^{3-} do sistema 2; E) concentrações de Pt do sistema 3; F) concentrações de PO_4^{3-} do sistema 3.



No teste estatístico as concentrações de Pt ($H = 0,20$; $p = 0,904$) e PO_4^{3-} ($F = 1,668$; $p = 0,21$) não houve diferença estatística entre as remoções desses nutrientes nas unidades experimentais. Durante o processo da digestão anaeróbia as bactérias degradam uma alta fração de massa de nutrientes (10% de N, mais 2,5% de P), que ao final do processo são mineralizados, como é o caso da NH_4^+ e PO_4^{3-} , os quais ficam disponíveis para as bactérias fermentativas (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Sendo assim, esse comportamento foi identificado nos reatores UASB apresentando valores médios de $7,1 \pm 5,9 \text{ mg L}^{-1}$ (U1), $14,2 \pm 4,0 \text{ mg L}^{-1}$ (U2) e $19,8 \pm 3,0 \text{ mg L}^{-1}$ (U3). Logo, foi efetivado o processo de conversão do Pt em PO_4^{3-} .

Observa-se a partir desses resultados a presença de teores elevados de Pt e PO_4^{3-} nos efluentes tratados. O que pode ser visto como uma opção viável desses compostos biodisponibilizados no meio ao reuso na fertirrigação.

Segundo Piveli et al., (2009), o fósforo apresenta-se como nutriente limitante para a produção das culturas em solos tropicais, onde a prática do aproveitamento do esgoto, pode auxiliar na redução de custos com a adubação. Além de outros fatores como o pH (6,5) contribui para que esse elemento seja disponível em solos. Em contrapartida, quando o pH é mais elevado, sua solubilidade é diminuída pela precipitação com Ca e Mg, e na forma de precipitados como Fe e Al, o fósforo ocorre em solos ácidos.

Dessa forma, torna-se uma alternativa atraente, a sua disponibilidade em solos da região amazônica, principalmente em solos de terra firme da Amazônia Central, as quais em sua maioria são ácidos, e pobres em nutrientes, sendo garantida por meio da ciclagem de nutrientes providas da manutenção da floresta sobre eles (FERREIRA, et al., 2006).

Nesse sentido, as concentrações de Pt e PO_4^{3-} se caracterizam pelo aproveitamento deste nutriente, essencial para o desenvolvimento de culturas como a mandioca. Nota-se um percentual representativo de fósforo no afluente e efluentes dos sistemas estudados. Esse valor é justificado devido à grande quantidade disponível nos efluentes da produção de farinha de mandioca em torno de $286,40 \text{ mg L}^{-1}$ (Magalhães et al., 2016).

Os resultados sugerem que ao implantar este sistema de tratamento nas diferentes escalas de produção é possível atenuar as condições insalubres do local de trabalho e de impasses econômicos, que o produtor apresenta em virtude de não alcançarem os padrões de estabelecidos pelo mercado em relação a destinação correta de seus resíduos.

6 CONCLUSÃO

A caracterização da manipueira e água residuária de puba apresentaram concentrações elevadas de constituintes como DQO, Sólidos Totais e Cianeto. Além do que, o pH demonstrou caráter ácido ($\text{pH} < 5$). Esses efluentes apresentaram grande concentrações de Nitrogênio e Fósforo total, mostrando seu potencial no reaproveitamento agrícola.

Os sistemas de lagoas, todas demonstraram estabilidade de elevação do pH, durante os ciclos de tratamento e asseguraram faixa de pH de 6,5 a 8,0 recomendável para tratamento em reatores UASB, tornando-as sistemas simples e de baixo custo em relação à produtos químicos. As lagoas removeram concentrações de cianeto total, bem como, foram registradas nos reatores UASB.

Os sistemas apresentaram eficiência global de remoção de DQO, no entanto, os reatores UASBs alcançaram menores eficiências em relação aos afluentes das lagoas. Apesar desses resultados, os sistemas demonstraram aptos para destinar seus efluentes ao reúso na fertirrigação, com frações de NH_4^+ e PO_4^{3-} em compostos de melhor assimilação pelas culturas agrícolas de irrigação restrita, assim reduz custos para o produtor ao substituir os fertilizantes comerciais por esses micronutrientes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22th. Washington: Public Health Association, 2012.

ADAMOLEKUN, Bola. Neurological Disorders Associated with Cyanogenic Glycosides in Cassava: A Review of Putative Etiologic Mechanisms. *In: PACE, Colleen M (Org.). Cassava: farming, uses, and economic impact*. Nova Science Publishers. New York, 2012, cap. 8, p. 165-180.

ALLEM, Antônio C. The origins and taxonomy of cassava. *In: R. J. HILLOCKS, J. M. THRESH, J. M; BELLOTTI, A. C. (Org.). Cassava: Biology, production and utilization*. Wallingford, UK, CAB International. 2002. cap. 1, p. 1 -16.

ALMEIDA, Clóvis Oliveira de; CARDOSO, Carlos Estevão Leite; SOUZA, Laécio Duarte; PORTO, Márcio Carvalho Marques (Ed.). **Estudo Prospectivo. Produção de mandioca no Brasil: desafio do incremento de produtividade com preservação de solos**. Cruz das Almas, BA: Documentos/ Embrapa Mandioca e Fruticultura, 224, 2018, 1. ed. 36 p. ISSN 1809-4996, 38.

AMORIM, Miriam Cleide Cavalcante de. **Estudos de caracterização, biodegradabilidade e tratamento de manipueira proveniente de casas de farinha**. 2015. 220f. Tese (Doutorado) Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

AMORIM, Miriam Cleide Cavalcante de *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. **The Canadian Journal of Chemical Engineering**, Canadian, v. 96, p. 1036–1044. 2018.

AMORIM, Miriam Cleide Cavalcante de *et al.* Relação DQO/DBO5 em efluentes da Agroindústria da mandioca (manipueira) no submédio do vale do São Francisco, Brasil. *In: III Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais, São Pedro, SP. Anais [...]: III SIGERA, 2013. p. 103 -106.*

AMARAL, Lucia do; JAIGOBIND, Allan George A; JAISINGH, Sammay. **Processamento da Mandioca**. Dossiê Técnico. Instituto de Tecnologia do Paraná. Serviço Brasileiro de Respostas Técnicas. 2007. Disponível em: <http://respostatecnica.org.br/dossie-tecnico/downloadsDT/NjY=> . Acesso em: 22 de agosto de 2018.

ANNASCHHATRE, Ajit P; AMATYA, Prasanna L. UASB Treatment of tapioca starch wastewater. **Journal of Environmental Engineering**, v. 126, n.12, p.1149-1152, 2000.

ARAUJO, Izabela Regina Costa. **Tratamento de água residuária de fecularia e produção de biogás em reator anaeróbio de leito fixo e fluxo contínuo**. 2015. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia Agrícola, 2015.

ARAUJO, João Sebastião de Paula; LOPES, Clarindo Aldo. Produção de farinha de mandioca na Agricultura Familiar. Programa Rio Rural. **Manual Técnico** 13. Niterói, Rio de Janeiro, 2009. ISSN 19835671. Disponível em: <http://www.pesagro.rj.gov.br/downloads/riorural/13%20Producao%20de%20farinha%20de%20mandioca.pdf> . Acesso em: 24 de agosto de 2018.

ARAÚJO, Narcísio Cabral de *et al.* Produção de milho ‘Potiguar’ fertirrigado com água amarela e manipueira. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42 (1), p. 166-174. 2019.

AVANCINI, Sandra Regina Paulon *et al.* Cassava starch fermentation wastewater: Characterization and preliminary toxicological studies. **Food and Chemical Toxicology**, v. 45, p. 2273–2278. 2007.

AVANCINI, Sandra Regina Paulon. **Caracterização química, microbiológica e toxicológica da água da fermentação do amido de mandioca**. 2007. Tese (Doutorado) Pós-graduação em Ciência dos Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis – SC, 2007.

BARRETO, Marcela Thays Luna *et al.* Atributos químicos de dois solos submetidos à aplicação de manipueira. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. v. 8, n.4, p.528-534, 2013.

BARRETO, Marcela Thays Luna *et al.* Desenvolvimento e acúmulo de macronutrientes em plantas de milho biofertilizadas com manipueira. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.** v. 18, n. 5, p. 487- 494, 2014.

BARANA, Ana Cláudia. **Avaliação de tratamento de manipueira em biodigestores fase acidogênica e metanogênica**. 2000. 105f. Tese (Doutorado) Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Botucatu, 2000.

BEZERRA, Valéria Saldanha. **Farinhas de mandioca seca e mista**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, (Agroindústria Familiar). 2006. 44 p. ISBN 85-7383-365-3.

BERTONCINI, Edna Ivani. Tratamento de efluentes e reuso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Agropecuária**, São Paulo, v.1, n.1, p.152-169, 2008.

BHATTACHARYA, R; FLORA, S. J. S; Cyanide toxicity and its treatment. *In*: GUPTA, Ramesh C (Org.). **Handbook of toxicology of chemical warfare agents**. cap. 19, Section II, p. 225 – 270, 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução nº 54**, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água, e dá outras providências. Brasília, DF. Disponível em: <http://www.cnrh.gov.br/reuso-de-agua-recursos-hidricos/37-resolucao-n-54-de-28-de-novembro-de-2005/file> . Acesso 09 de julho de 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução nº 121**, de 16 de dezembro de 2010. Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reuso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH no 54, de 28 de novembro de 2005. Brasília. DF. 2010. Disponível em: <http://www.cnrh.gov.br/reuso-de-agua-recursos-hidricos/1414-resolucao-n-121-de-16-de-dezembro-de-2010/file> . Acesso em: 09 de julho de 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). **Resolução nº 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília. DF. 2011.

BRAGANÇA, Maria da Graça L. **Processamento Artesanal da Fabricação da Farinha de mandioca**. Minas Gerais, MG. 2000. EMATER. Informação Tecnológica. Minas Gerais-MG, 2000. Disponível em: <http://www.emater.mg.gov.br/doc/site/serevicoseprodutos/livraria/Agroind%20Austria/processamento%20artesanal%20da%20mandioca%20fabrica%20A7%20A3o%20do%20polvilho.pdf>. Acesso em: 13 de julho de 2018.

BOHRZ, Gabrieli Irrigaray. **Geração de metano em lagoa Anaeróbia: Um estudo de Caso em Abatedouro de Bovinos**. 2010. Mestrado (Dissertação) Programa de Pós-graduação em Engenharia de Processos. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2010.

BRITO, Luiz Pereira *et al.* Mercado de reuso de água no Brasil: é possível assegurar um crescimento sem a definição de um arcabouço normativo e legal? **Revista DAE**, v. 59, n. 188, p. 4-9, 2012.

BUCHAUER, Konrad. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and Sludge treatment processes. **Water S. A.** v. 24, n. 1, p. 49 – 56, 1998.

CAMPOS, Ana Paula Rocha *et al.* (Ed.) **Caracterização físico-química do tucupi durante as etapas de processamento**. Belém, PA. Embrapa Amazônia Oriental, Boletim de Pesquisa, 20 p. 2017. ISSN 1983-0483; 114.

CAMPOS, Alessandro T *et al.* Tratamento de Águas Residuárias de Fecularia por meio de lagoas de estabilização. **Eng. Agrícola Jaboticabal**, v. 26, n.1, p.235-242. 2006.

CARDOSO, Eria *et al.* Use of Manihot esculenta, crantz processing residue as biofertilizer in corn crops. **Research Journal of Agronomy**. v. 3, p. 1- 8, 2009.

CAMPBELL-PLATT, G. **Fermented Foods of the World. A Dictionary and Guide**. 291 p. Butterworth, London, Boston, Durban, 1987.

CEREDA, Marney Pascoli. Valorização dos resíduos como forma de reduzir custos de produção. In: Congresso Latinoamericano de Raízes Tropicais, São Pedro, 1996. **Anais [...]**. São Pedro: Centro de Raízes tropicais e Sociedade Brasileira de Mandioca, v.1, p. 25 - 43, 1996.

CEREDA, Marney Pascoli. Caracterização dos Subprodutos da Industrialização da Mandioca. In: CEREDA, Marney Pascoli. (Org.). **Manejo, Uso e Tratamento de Subprodutos da Industrialização da Mandioca**. Fundação Cargill, Série Culturas de Tuberosas Amiláceas Latino Americanas, São Paulo, cap. 1, v. 4, p. 13 – 37, 2000b.

CEREDA, Marney Pascoli. **Caracterização dos subprodutos da industrialização da mandioca**, Fundação Cargill, p.13-37, 2001.

CEREDA Marney Pascoli. Processamento da mandioca como mecanismo de detoxificação. In: CEREDA, Marney Pascoli. (Org.). **Tecnologia, usos e potencialidades de tuberosas amiláceas Latino Americanas**, Fundação Cargill, v. 3, p. 47-81, 2003.

CEPEA – **Center for Advanced Studies on Applied Economics**. Challenges for Cassava Chain in Brazil. 2018. Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/en/opinion/challenges-for-cassava-chain-in-brazil.aspx> . Acesso em: 04 de setembro de 2018.

CHAN, Yi Jing *et al.* A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v.155, p. 1-18, 2009.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1997. v. 5, 246 p.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Reatores Anaeróbios**. Volume 5. Belo Horizonte: UFMG, 1997.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 5: reatores anaeróbios. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2007.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos *et al.* Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**. v. 14, n. 4, p. 649-679, 2015.

CHISTÉ, Renan Campos; COHEN, Kelly de Oliveira. **Estudo do processo de fabricação da farinha de mandioca**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, Documentos 267. 2006, 75 p. ISSN 1983-0513.

CHISTÉ, Renan C. *et al.* Sorption isotherms of tapioca flour. **International Journal of Food Science and Technology**. n. 47, p. 870 - 874, 2012.

COLIN, X *et al.* Anaerobic treatment starch of cassava extraction wastewater using a horizontal flow filter with bamboo as support. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v.98, n.8, p. 1.602 - 1.607, 2007.

COSTA, M. D; XAVIER, J. J. B. N; BARRETO, J. F. B. **Cadeia produtiva da Mandioca no Amazonas**. Manaus, AM: EMBRAPA-CPAA, Documentos 10, 1998. 27 p. ISSN 01636238.

CORRÊA FILHO, Hélio; PONTE, Marcos Ximenes; SOARES, Sebastião Roberto. Avaliação do Ciclo de Vida da Farinha de Mandioca. **Revista Espacios**. v 38, n 59, 19 p. 2017.

COOKE, Rodney D. An enzymatic assay for the total cyanide content of cassava (*Manihot esculenta* Crantz). **J.Sci. Fd. Agric.**, v. 29, p. 345-352, 1978.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Mandioca: Raiz, Farinha e Fécula**. Conjuntura Mensal. Março, 2017.

CREMONEZ, Paulo André *et al.* Biodigestão anaeróbia no tratamento de águas residuárias de feculárias. **Acta Iguazu**, v. 2, n. 2, p. 89-99, 2013.

DASH, Rajesh Roshan; GAUR, Abhinav; BALOMAJUMDER, Chandrajit. Cyanide in industrial wastewaters and its removal: A review on biotreatment. **Journal of Hazardous Materials**, v.163, p. 1-11, 2009.

DENARDIN, Valdir Frigo; KOMARCHESKI Rosilene (Ed.). **Farinheiras do Brasil: Tradição, cultura e perspectiva da produção familiar de farinha de mandioca**. UFPR. Litoral, 297 p. 2015. ISBN 9788563839237.

DUARTE, Anamaria S *et al.* Alterações dos atributos físicos e químicos de um Neossolo após aplicação de doses de manipueira. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 9, p. 938-946, 2013.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Produção: Mandioca em Números**. 2018. Disponível em: <https://www.embrapa.br/congresso-de-mandioca-2018/mandioca-em-numeros> . Acesso em: 04 de setembro 2018.

EBBS, Stephen. Biological Degradation of Cyanide Compounds. **Environmental Biotechnology**, v. 15, p. 231-236, 2004.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Iniciando um pequeno grande negócio agroindustrial: processamento da mandioca**. Brasília, DF: Embrapa mandioca e fruticultura, Informação Tecnológica, Série agronegócios, 2003. 115 p. ISBN 8573832002 (Embrapa); ISBN 8573333642 (SEBRAE).

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Save and Grow. Cassava: A Guide to Sustainable Production Intensification**. Roma, 2013.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Food Outlook Biannual Report on Global Food Markets**, 2017. Disponível em: <https://www.fao.org/publications/> . Acesso em: 13 setembro de 2018.

FEIDEN, Armin. **Tratamento de águas residuárias de indústria de fécula de mandioca através de biodigestor anaeróbio com separação de fases em escala piloto**. 2001. 90f. Tese (Doutorado) Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Botucatu, 2001.

FEIDEN, Armin. Avaliação da eficiência de lagoas de tratamento de resíduos líquidos. In: CEREDA, CEREDA Marney Pascoli. (Org.) **Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca**. Série culturas de tuberosas amiláceas latino americanas, v.4. São Paulo, Fundação Cargill, 2000. p.186-201.

FERREIRA, Daniel Costa. **Avaliação do teor dos compostos cianogênicos e identificação dos pontos críticos de controle químico no processamento de massa puba**. 2010. Dissertação (mestrado) Pós-graduação em Ciência de Alimentos. Universidade Federal da Bahia. 2010.

FERREIRA, Waldemar de Almeida et al. **Manipueira: Um adubo Orgânico em Potencial**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, Documentos, 2001. 107 p. ISSN 1517-2201

FERREIRA, Sávio J. Filgueiras *et al.* Nutrientes na solução do solo em floresta de terra firme na Amazônia Central submetida à extração seletiva de madeira. **ACTA AMAZONICA**, v. 36, p. 59 – 68, 2006.

FERRAZ, Fernanda M; BRUNI, Aline. T; BIANCHI, Vanildo. L. Del. Performance of an anaerobic baffled reactor (ABR) in treatment of cassava wastewater. **Brazilian Journal of Microbiology**. v. 40, p. 48-53, 2009.

FETTIG, J *et al.* Treatment of tapioca starch wastewater by a novel combination of physical and biological processes. **Water Science & Technology**, v.68.6, p. 1264 – 1270, 2013.

FILGUEIRAS, Gisalda Carvalho; HOMMA, Alfredo Kingo. Aspectos Socioeconômicos d a Cultura da Mandioca na Região Norte. In: MODESTO JUNIOR, Moises de Souza; ALVES, Raimundo Nonato Brabo. (Org.) **Cultura da mandioca: aspectos socioeconômicos, melhoramento genético, sistemas de cultivo, manejo de pragas e doenças e agroindústria**. Brasília, DF: Embrapa Amazônia oriental. 2016, cap. 1, 1 ed, 257 p.

GARCIA, Carlos Alexandre Borges et al. Caracterização química do efluente do processamento de mandioca em Sergipe. In: XIV Safety, Health and Environment World Congress. 2014, Cubatão, Brazil. **Anais [...]** COPEC. 2014. p. 63-65.

GIONGO, Citieli. **Produção de ácidos graxos voláteis por biodigestão anaeróbia da manipueira**. 2011. Dissertação (mestrado) Programa de Pós-Graduação “Stricto Sensu” em Engenharia Química. Universidade do Oeste do Paraná, Toledo, 2011.

GODOY, Amalia Maria Goldberg; SANTOS, Ricardo de Jesus Carvalho dos. Gestão dos efluentes líquidos das indústrias de farinha de mandioca de Araruna-PR. **Revista Produto & Produção**, v 7, n. 3, p. 37- 49, 2004.

GODOY, Amalia Maria Goldberg; SANTOS, Ricardo de Jesus Carvalho dos. A gestão dos efluentes líquidos das indústrias de farinha de mandioca, Curitiba. In: XXII Encontro Nacional de Engenharia de Produção. Curitiba, PR. **Anais [...]**. ENEGEP, 2002. p. 1-8.

GOODE, John Richard et al. Cyanide and the environment: Barrick Gold Corporation's perspective. In: YOUNG, Courtney A. (Org.). **Proceedings of the International Symposium Cyanide: Social, Industrial and Economic Aspects**. p. 257-270, Louisiana, 2001.

GRAY, Nicholas Frederick. **Biology of wastewater treatment**. Series on environmental science and management. 2 ed. v. 4, 2004.

GRANÇO, Gabriel; ALVES, Lucilio Rogério Aparecido; FELIPE, Fábio Isaias. Descrição de alguns entraves na comercialização da farinha de mandioca no Brasil. In: XI Congresso Brasileiro de Mandioca, 2005. **Anais** [...]. p. 30. Campo Grande, 2005.

GROXKO, Methodio. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento. **Prognóstico Mandioca 2017/2018**. 2017. Disponível em: http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/Prognosticos/2018/Mandioca_2017_18.pdf. Acesso em: 16 de agosto de 2018.

GROXKO, Methodio. Secretaria da Agricultura e do Abastecimento. **Análise da conjuntura agropecuária safra 2010/2011**. Mandiocultura, 2011. Disponível em: <http://docplayer.com.br/8114650-Estado-do-parana-secretaria-da-agricultura-e-do-abastecimento-departamento-de-economia-rural-analise-da-conjuntura-agropecuaria-safra-2011-12.html>. Acesso em: 18 de agosto de 2018.

GUIMARÃES, Celso Eduardo *et al.* Avaliação do Desempenho Ambiental do Aproveitamento do Biogás em Fecularias de Mandioca no Estado do Paraná. **Revista Desenvolvimento em Questão**. v. 15, n. 39, 2017.

HAMZAH, Norhilawati Binti. **Treatment of tapioca starch-processing wastewater in sequencing batch reactor**. 2015. Dissertation (Master) of Science (Biotechnology). Faculty of Biosciences and medical engineering. Universiti Teknologi Malaysia. Malaysia, 2015.

HEYDT, Anderson Rodrigo *et al.* Biodigestão anaeróbia de resíduos líquidos de fecularia com adição de glicerol em fase termofílica. **Revista Gestão Sustentabilidade Ambiente**, n. esp. p. 498-514, 2015.

HIEN, P. G *et al.* Closed wastewater system in the tapioca industry in Vietnam. **Water Science Technology**. v. 39, n. 5, p. 89-96, 1999.

INTANOO, Patcharee; CHAIMONGKOL, Patcharaporn; CHAVADEJ, Sumaeth. Hydrogen and methane production from cassava wastewater using two-stage upflow Anaerobic Sludge Blanket reactors (UASB) with na emphasis on maximum hydrogen production. **International Journal of Hydrogen Energy**. v. 41, p. 6107 - 6114, 2016.

INOUE, Keles Regina Antony *et al.* Características do solo submetido a tratamentos com biofertilizantes obtidos na digestão da manipueira. **Tecnologia e Ciência Agropecuária**, v.4, n.2, p. 47-52, 2010.

IGNO, Maria Isabel *et al.* Biodegradation of cynide-contaminating wates by *Pseudomonas pseudoalcaligenes*. **Communicating Current Research and Educational Topics and trends in applied microbiology**, p. 100-107, 2007.

IBGEa. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sistema de Recuperação Automática (SIDRA)**. Produção Agrícola Municipal 2017. Tabela 5457: Variável, quantidade produzida (toneladas) Brasil e Unidade de Federação. Censo Agro 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas/>. Acesso em: 4 de outubro de 2018.

IBGEb. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sistema de Recuperação Automática (SIDRA)**. Produção Agrícola Municipal 2017. Tabela 5457: Variável, quantidade produzida (toneladas) Unidade de Federação. Censo Agro 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas/> . Acesso em: 4 de outubro de 2018.

IBGEc. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sistema de Recuperação Automática (SIDRA)**. Produção Agrícola Municipal 2017. Tabela 5457: Variável, quantidade produzida (toneladas) Municípios. Censo Agro 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas/> . Acesso em: 4 de outubro de 2018.

IBGED. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sistema de Recuperação Automática (SIDRA)**. Produção Agrícola Municipal 2017. Tabela 6615: Número de estabelecimentos agropecuários, quantidade produzida e área colhida por produtos da lavoura temporária. Censo Agro 2017. Disponível em: <http://sidra.ibge.gov.br/tabela/6615#resultado> . Acesso em: 15 de outubro de 2018.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção Agrícola Municipal**, Rio de Janeiro, 2017, v. 44, p. 1- 8.

JIJAI, Sunwanee *et al.* Effect of Granule Sizes on the Performance of Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactors for cassava wastewater treatment. **Energy Procedia**. v. 79. p. 90-97, 2015.

JOKELA, Jari P.Y; VAVILIN, Vasily A; RINTALA, Jukka A. Hydrolysis rates, methane production and nitrogen solubilisation of grey waste components during anaerobic degradation. **Bioresource Technology Kidlington**, v. 96, n. 4, p. 501-508, 2005.

JORDÃO, Eduardo P; PESSÔA, Constantino A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4.ed. Rio de Janeiro: Editora SEGRA, 906 p. 2005.

JORDÃO, Eduardo P; PESSÔA, Constantino A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 893 p. 2014.

JORDÃO, Eduardo P; PESSÔA, Constantino A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed, Rio de Janeiro: ABES, 2011.

KAMARAJ, A. *et al.* Biofuel production from tapioca starch industry wastewater using a hybrid anaerobic reactor. **Energy for Sustainable Development**, v. 10, n. 3, p. 73–7, 2006.

KASSAB, Ghada *et al.* Sequential anaerobic–aerobic treatment for domestic wastewater – A review. **Bioresource Technology**, n. 101, p. 3299-3310, 2010.

KUNZLER, Kátia R *et al.* Anaerobic reactors with biofilter and different diameter-length ratios in cassava starch industry wastewater treatment. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v. 33, n.4, p. 612 - 624, 2013.

KUCZMAN, Osvaldo *et al.* Produção específica de biogás a partir de manipueira em reator de fase única. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v.31, n.1, p.143-149, 2011.

KUCZMAN, Osvaldo *et al.* Effects of stirring on cassava effluent treatment in na Anaerobic horizontal tubular pilot reactor with support medium – A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 77, p. 984-989, 2017.

KUNZLER, K. R; GOMES. **Desempenho de reatores anaeróbios com meio suporte de bambu sob diferentes cargas orgânicas em duas relações comprimento: diâmetro no tratamento de efluentes de fecularia**. 2010. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. 2010.

- LAROTONDA, Fábio Donato Soares. **Desenvolvimento de Biofilmes a partir da Fécula de Mandioca**. 2002. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Engenharia de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Santa Catarina, 2002.
- LETTINGA Gatzke *et al.* Use of the upflow sludge blanket (UASB) concept for biological wastewater treatment, especially anaerobic treatment. **Biotechnology and Bioengineering**, n. 22, p. 699-734, 1980.
- LEW, Beni *et al.* An integrated UASB-sludge digester system for raw domestic wastewater treatment in temperate climates. **Bioresource Technology**, v. 7. n. 102, p. 4921- 4924. 2011.
- LEÃO, Valena Emanuellen Rodrigues. **Degradação Térmica dos Glicosídeos Cianogênicos e Carotenóides Totais do Tucupi**. 2013. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Ciência e tecnologia de Alimentos. Universidade Federal do Pará. Belém, Pará, 2013.
- LEITE, Vera Garcia Corrêa; FERREIRA, Marcelo Silva; MELLO, Patrícia Cavani Martins de Mello. Biodigestão Anaeróbica como Alternativa Sustentável Aplicada no Tratamento de Águas Residuárias de Fecularias de Mandioca. **Escola Superior da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, CETESB**, 2016. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/escolasuperior/vera-garcia-correa-leite-artigo/> . Acesso em: 12 de abril de 2018.
- LEIFELD, Vanessa. **Combinação de processos convencionais e terciários para o tratamento de efluente de processamento de mandioca**. 2018. 141 f. Tese (Doutorado) Programa de Pós-graduação em Engenharia de Alimentos. Universidade Federal do Paraná. 2018.
- LIED, Eduardo Borges. **Tratamento de efluente industrial de fecularia utilizando macrófita aquática *eichhornia crassipes* e coagulante natural**. 2012. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Engenharia Química. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. 2012.
- LOPES, Ana Maria. **Avaliação da dose letal 'DL IND.50' oral e efeitos metabólicos da linamarina extraída de mandioca, em ratos**. 2001. 97 f. Tese (Doutorado) Faculdade de Ciências Agrônomicas. Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”. Botucatu, São Paulo, 2001.
- MARTINEZ, Daiana Gotardo; FEIDEN, ARMIN. Potencial do resíduo do processamento da mandioca para produção de etanol de segunda geração. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v.6, n.2, p. 141-148, 2017.
- MAGALHÃES, Adriana Guedes *et al.* Reutilização da água residuárias de casa de farinha em substituição à adubação mineral: efeitos no solo e na planta. **Revista EDUCA Amazônia: Educação Sociedade e Meio Ambiente**, v. X, n. 1, ano 6, p. 93 – 108, 2013.
- MAGALHÃES, Adriana Guedes *et al.* Macronutrient and sodium content in maize plants under cassava wastewater fertilization. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, p. 215-222, 2016.
- MAI, Huynh Ngoc Phuong. **Integrated treatment of tapioca processing industrial wastewater: based on environmental biotechnology**. 2006. (PhD-thesis) Wageningen University. Wageningen, 2006.
- MÉLO, Ralini Ferreira de *et al.* Alterações físicas e químicas em três solos tratados com água residuária de mandioca. **Revista Irriga**, v.10, p.383-392, 2005.
- MEYSTRE, Josué de Almeida. **Partida de um reator UASB, em escala piloto, para tratamento de efluente doméstico: estudo de caso para a região da Serra da Mantiqueira**.

2007. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Energia. Universidade Federal de Itajubá. Itajubá, Minas Gerais, 2007.

MENDONÇA, Valdenia Cristina Mendes. **Tratamento de manipueira concomitante à produção de tomate, através de sistema integrado RAHLF (Reator Anaeróbio Horizontal de leite Fixo) e fertirrigação subsuperficial**. 2016. 149 f. Tese (Doutorado) Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. Universidade do Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, 2016.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison P. **Wastewater Engineering Treatment and Reuse**. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815 p. 2003.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison P. **“Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos”**. McGraw-Hill. -5ª edição, revisada por George Tchobanaglou, Franklin Burton, H. David Stensel, Ryujiro Tsuchihashi Mohammad Abu-Orf Gregory Bowden William Pfrang. Porto Alegre, AMGH. 2016.

MONTEIRO, Marina Rebeca Silva. **Produção de biogás a partir da biodigestão anaeróbia de manipueira e lodo de estação de tratamento de esgoto**. 2015. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2015.

MODESTO JÚNIOR, Moisés de Souza; ALVES, Raimundo Nonato Brabo. Canais de comercialização de farinha de mandioca (*Manihot esculenta Crantz*) utilizados por agricultores familiares de Moju-PA. 2013. In: XV Congresso Brasileiro de Mandioca. 2013. **Anais** [...]. Inovação e sustentabilidade: da raiz ao amido, EMBRAPA, Salvador, Bahia, v.15, p. 1-5.

MODESTO JÚNIOR, Moisés de Souza; ALVES, Raimundo Nonato Brabo. Produção de Farinha de Mandioca e de Farinha de Tapioca no Estado do Pará como oportunidades de negócios para Empreendedores e Agricultores na Amazônia. In: DENARDIN, Valdir Frigo; KOMARCHESKI Rosilene (Ed.). **Farinheiras do Brasil: Tradição, cultura e perspectiva da produção familiar de farinha de mandioca**. UFPR. Litoral, cap. 7, 297 p. 2015. ISBN 9788563839237.

MODESTO JÚNIOR, Moisés de Souza; ALVES, Raimundo Nonato Brabo. **Rentabilidade da produção artesanal de derivados de mandioca: tucupi e goma**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, Boletim e pesquisa e Desenvolvimento. 2014, 1. ed. 20 p. ISSN 1983-0483; 93.

MODESTO, Sean Patrick *et al.* *Saurodekte* gen. nov., a new generic name for the owenettid parareptile *Saurodekte*. **Journal of Vertebrate Paleontology**, v. 24, n. 4, p. 970, 2003.

MONTEIRO, Marina Rebeca Silva. **Produção de biogás a partir da biodigestão anaeróbia de manipueira e lodo de estação de tratamento de esgoto**. 2015. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2015.

NEVES, Orlando Sílvio Caires *et al.* Persistência do cianeto e estabilização do pH em manipueira. **Revista Brasileira de Tecnologia Agroindustrial**, v.8, n. 1, p. 1274-1284, 2014.

NZWALO Hipólito, CLIFF Julie. Konzo: from poverty, cassava, and cyanogen intake to toxico-nutritional neurological disease. **PLoS Neglected Tropical Diseases**. v. 5, p. 5 -1051, 2011.

OLSEN, Kenneth M; SCHAAL, Barbara A. Evidence on the origin of cassava: Phylogeography of *Manihot esculenta*. **Proc. Natl. Acad. Sci**, v. 96, p. 5586-5591, 1999.

OLIVEIRA, Moises A; REIS, Edson M; NOZAKI, Jorge. Biological treatment of wastewater from the cassava meal industry. **Environmental Research Section**, v. 85, p. 177-183, 2001.

OLIVEIRA, Keila Roberta Ferreira de. **Processos Ecotecnológicos no Tratamento de Efluentes Líquidos de Fecularia**. 2007. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2007.

OLIVEIRA, Suzi Sarzi. **Metabolismo da Linamarina em Reator de Digestão Anaeróbia com Separação de Fases**. 2003. 99 f. Tese (Doutorado) Faculdades de Ciências Agrônomicas. Universidade Estadual de São Paulo “Júlio Mesquita Filho”. Botucatu, São Paulo, 2003.

OLIVEIRA, Rosana Cavalcante de et al. **Demandas Tecnológicas para o Sistema Produtivo da Mandioca nas Microrregiões de Altamira e Santarém, no Estado do Pará**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2014. 1. ed. 24 p. ISSN 1983-0513; 395.

OHIMAIN, Elijah. I.; SILAS-OLU, Daniel. I.; ZIPAMOH, Joy T. Biowastes generation by small scale cassava processing centres in Wilberforce Island, Bayelsa State, Nigeria. **Greener Journal of Environmental Management and Public Safety**, v. 2, n.1, p. 51-59, 2013.

PAIXÃO, Marcos A. *et al.* Anaerobic digestion from residue of industrial cassava industrialization with acidogenic and methanogenic physical separation phases. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 84 – 86, p. 809 – 820, 2000.

PIMENTEL, Flávio Araújo; OLIVEIRA, Solange Maria Gadelha de; DAMASCENO, Márcio Jander Ribeiro. **Processamento de Farinha de Carimã**. Rio Branco, ACRE: Embrapa, Instruções Técnicas, 2001, n. 38, 3 p. ISSN: 01049038.

PINHO, Marise Machado Caribé de Araújo. **Reaproveitamento de resíduo do processamento da mandioca (manipueira): avaliação de impactos químicos e microbiológicos no solo e utilização como fertilizante**. 2007. Dissertação (Mestrado) Agronomia e Ciência do solo. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 2007.

PINTO, Paulo Henrique Mendonça. **Tratamento de manipueira de fecularia em Biodigestor anaeróbio para disposição em corpo Receptor, rede pública ou uso em fertirrigação**. 2008. Dissertação (Mestrado) Faculdade de Ciências Agrônomicas de Botucatu. Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho”. Botucatu, São Paulo, 2008.

PIVELI, Roque Passos. **Tratamento de Esgotos Sanitários**. UFAL. São Paulo: [sn], 2006.

PIVELI, Roque Passos; KATO, Mario Takayki. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES. [S.l: s.n.], 2006.

PORTELLA, Ana Lúcia. **Caracterização do processo produtivo, aspectos da qualidade da farinha de mandioca e percepção dos agentes da cadeia na região central do estado de Roraima**. 2015. Dissertação (mestrado) Programa de Pós-Graduação em Mestrado Profissional em Defesa Sanitária Vegetal. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, Minas Gerais, 2015.

RAJBHANDARI, B. K; ANNACHHATRE, Ajit P. Anaerobic ponds treatment of starch wastewater: case study in Thailand. **Bioresource Technology**, v. 95, p. 135-143, 2004.

RAY, Ramesh C; SWAIN. Manas. R. Bio-Ethanol, Bio-Plastic and Other Fermented Industrial Products from Cassava Starch and Flour. *In*: PACE, Colleen P. (Org.). **Cassava: Faming, Uses and Economic Impact, Agriculture Issues and Policies**. New York, cap I, p. 1-32, 2012.

REIFSCHNEIDER, Francisco José Becker; NASS, Luciano Lourenco; HENZ, Gilmar Paulo. **Uma pitada de biodiversidade na mesa dos brasileiros**. Brasília, DF, 2105, 1. ed. v. 2, 156 p. ISBN: 978-85-917453-0-2

RIBAS, Maria Magdalena Ferreira; BARANA, Ana Cláudia. Start-up adjustment of a plug-flow digester for cassava wastewater (*manipueira*) treatment. **Scientia Agricola**, v. 60, n. 2, p. 223-229, 2003.

RIBAS, Maria Magdalena Ferreira; CEREDA, Marney Pascoli; BÔAS, Roberto Lyra Villas. Use of Cassava Wastewater treated anaerobically with alkaline agents as fertilizer for Maize (*Zea mays* L.). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 53, n. 1, p. 55-62, 2010.

RODRIGUES, Luciano dos Santos. **Concepção e avaliação de sistemas de tratamento com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) e lagoa de polimento para águas residuárias de suinocultura**. 2008. 151 f. Tese (Doutorado) Escola de Veterinária Ciência Animal. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2008.

ROOSEVELT, A. C *et al.* Paleoindian cave dwellers in the Amazon: The Peopling of the Americas. **Science**. v. 272, 1996.

SANTOS, Jordana Dorca dos. **Tratamento de efluente de fecularia utilizando coagulação/floculação e separação por membranas**. 2016. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Toledo, Paraná, 2016.

SANTOS Armínio. **Usos e impactos ambientais causados pela manipueira na microregião sudoeste da Bahia-Brasil**. In: LUZON José Luiz; CARDIM Márcia. (Org.). Problemas sociales y regionales em América Latina: estudio de casos. Barcelona: Universitat de Barcelona, 2009. p. 11-25.

SANTOS, Efigênia Ferreira et al. Agroindústria da mandioca: O caminho para a sustentabilidade econômica dos beneficiadores do bairro campinhos em vitória da Conquista-BA. 2009. In: Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural, 47., 2009, Porto Alegre. **Anais [...]**. Desenvolvimento rural e sistemas agroalimentares: os agronegócios no contexto de integrações das nações, Porto Alegre, 2009.

SARAIVA, Fernanda Z *et al.* Uso de manipueira no desenvolvimento vegetativo do milho em ambiente protegido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, n.1, p. 30-36, 2007.

SÁNCHEZ, Antônio Santos *et al.* Waste bio-refinaria for the cassava starch industry: New trends and review of alternatives. **Renewable and sustainable energy reviews**, v. 73, p. 1265 – 1275, 2017.

SÁNCHEZ, T. **Evaluación de 6000 variedades de yuca**. (Programa de mejoramiento de yuca). Cali: CIAT, 2004.

SANT'ANNA Júnior, Geraldo Lipel. **Tratamento Biológico de efluentes: Fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro. Editora Interciência, 2010. 418p.

SILVA, C. A. B. da. **Produção de farinha de mandioca Brasília**, DF: Ministério da Agricultura e Reforma Agrária, 1995, 28 p. (Serie Perfis Agroindustriais, 9).

SILVA, Ana Lúcia Farias da. **Compostagem de casca de mandioca e seus efeitos sobre as propriedades químicas e biológicas do solo**. 2010. Dissertação (Mestrado) Produção Vegetal. Universidade Federal do Acre. Rio Branco, 2010.

SILVA, Antônio Paixão e. Aproveitamento sustentável da manipueira. In: XIII Congresso Brasileiro de Mandioca., v. 5, p. 1013-1019, Botucatu. **Anais [...]**. Botucatu-SP, 2009.

SILVA, Federico Fonseca da *et al.* Efeitos da aplicação de água residuária de fecularia de mandioca no solo e na cultura do sorgo. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 1, n. 2, p. 267-277, 2008.

SOUZA DE JESUS, Jailson; CIRANI, Cláudia Brito Silva. Proposta de um fluxo de processo produtivo para a Indústria de processamento da mandioca. In: III Simpósio Internacional de Gestão de projetos, p.10, 2014, São Paulo. **Anais [...]**. III SINGEP e II S2IS, São Paulo, 2014.

SOUZA, Shenia de Oliveira *et al.* Resíduo de casas de farinha do Agreste Alagoano: Perspectivas de utilização. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, v. 9, p. 65-73, 2015.

SUN, Lei *et al.* Anaerobic biological treatment of high strength cassava starch wastewater in a new type up-flow multistage anaerobic reactor. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 280-288, 2012.

SUFRAMA. Superintendência da Zona Franca de Manaus. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. **Projeto, Potencialidades Regionais, Estudo de Viabilidade Econômica: Amido de Mandioca**. 2003. Disponível em: http://www.suframa.gov.br/publicacoes/proj_pot_regionais/sumario/amido.pdf . Acesso em: 13 de setembro de 2018.

SPEECE, Richard E. **Anaerobic biotechnology and Odor/Corrosion Control**. Vanderbilt University, Archae Press, USA, Nashville, 2008, 585p.

TONELLO, Anna Paola; FREITAS, Paulo Sérgio Lourenço de; BERTONHA, Altair. Eficiência do tratamento de efluentes de fecularia por meio de lagoas. In: VII EPCC – Encontro Internacional de Produção Científica Cesumar, p. 5, Maringá, 2011. **Anais [...]**. Centro Universitário de Maringá, Maringá, Paraná, 2011.

TSCHOEKE, Isabelle Cristine Prohmann *et al.* Análise da carga orgânica da manipueira em casas de farinha. **Revista Brasileira de Agrotecnologia (Brasil)**, v. 7, n. 2, p. 228 – 232, 2017.

UBALUA, Alfred Okwuchukwu. Cassava wastes: treatment options and value addition alternatives. **African Journal of Biotechnology**, v. 6, n. 18, p. 2065-2073, 2007.

VASCONCELOS, Suzam P. de *et al.* In vitro degradation of linamarin by microorganisms isolated from cassava wastewater treatment lagoons. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 40, p. 879-88, 2009.

VAN HAANDEL, Adrianus C; VAN DER LUBBE, J. G. M. **Handbook of Biological Wastewater Treatment. Design and Optimisation of Activated Sludge Systems**. First published, 2012.

VAN HAANDEL, Adrianus C; LETTINGA, Gatzte. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate**. Nova York: John Wiley and Sons. 1994. 226 p.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 211 p. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: UFMG, Belo Horizonte, 1996.

VON SPERLING, Marcos; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. v. 1, 810 p. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. IWA. UFMG, 2005.

VON SPERLING, Marcos. **Lagoas de Estabilização**, v. 3. 2. ed. 196 p. Princípios de Tratamento de Águas Residuárias: UFMG. 2002.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed, p. 452. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), 2005.

VON SPERLING, Marcos. **Waste Stabilisation Ponds**. v. 3, p. 177. Biological Wastewater Treatment: UFMG (DESA), 2007.

VON SPERLING, Marcos *et al.* Comparison between polishing (maturation) ponds and subsurface flow constructed wetlands (planted and unplanted) for the post-treatment of the effluent from UASB reactors. **Water Science & Technology**, v. 61, n. 5, p. 1201-1209, 2010.

VIDAL, Andrea Peres; LOZADA, Patricia Torres; LEAL, Jorge Silva. Tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca: optimización de variables ambientales y operacionales. **Dyna**, v. 76, n. 160, p. 139-148, 2009

WANG, Wen et al. Biohydrogen and methane production by co-digestion of cassava stillage and excess sludge under thermophilic condition. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 4, p. 3833-9, 2011.

WANG, Wen et al. Optimization of biohydrogen and methane recovery within a cassava ethanol wastewater/waste integrated management system. **Bioresource Technology**, v. 120, p. 165-172, 2012.

WOSIACKI, Gilvan; CEREDA, Marney Pascoli. Valorização de Resíduos do Processamento da mandioca. **Exact and Soil Sciences, Agrarian S. and Engineering**, v. 8, n. 1, p. 27-43, 2002.

ZHANG, Qinghua *et al.* Enhancement of methane production from cassava residues by biological pretreatment using a constructed microbial consortium. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 19, p. 8899-8906, 2011.

ZHANG, Qinghua *et al.* Comparative assessment of the methanogenic steps of single and two-stage processes without or with a previous hydrolysis of cassava distillate. **Bioresource Technology**, v. 147, p. 1- 6, 2013.

ZHANG, Jingxin *et al.* Three-stage anaerobic digester for food waste. **Applied Energy**, v. 194, p. 287-295, 2017.

APÊNDICE

Figura 1: A) Lagoa Facultativa L1 com presença de algas; B) Lagoas Facultativas (L1, L2 e L3)

