



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Faculdade de Tecnologia

DIANA CESTARI BON

**Utilização de aditivo biológico no tratamento de efluente de indústria
de reciclagem de papel**

**Use of biological additive on the treatment of recycled paper mill
effluent**

Limeira - SP

2017

DIANA CESTARI BON

**Utilização de Aditivo biológico no tratamento de efluente de indústria
de reciclagem de papel**

Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Tecnologia da Universidade Estadual de Campinas como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de MESTRE EM TECNOLOGIA, na Área de AMBIENTE.

Master's Dissertation presented to the School of Technology of the University of Campinas as part of the requirements required to obtain the title of MASTER IN TECHNOLOGY, in the ENVIRONMENT area.

Orientadora: CASSIANA MARIA REGANHAN CONEGLIAN

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À
VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO
DEFENDIDA PELA ALUNA DIANA CESTARI
BON, E ORIENTADA PELA PROFª DRª
CASSIANA MARIA REGANHAN
CONEGLIAN.

Limeira – SP

2017

Agência(s) de fomento e nº(s) de processo(s): Não se aplica.

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Faculdade de Tecnologia
Felipe de Souza Bueno - CRB 8/8577

B64u Bon, Diana Cestari, 1992-
Utilização de aditivo biológico no tratamento de efluente de indústria de reciclagem de papel / Diana Cestari Bon. – Limeira, SP : [s.n.], 2017.

Orientador: Cassiana Maria Reganhan Coneglian.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Tecnologia.

1. Águas residuais - Purificação - Tratamento biológico. 2. Tratamento de efluentes. 3. Resíduos de papel. 4. Papel - Indústria. 5. Conservação da natureza. I. Reganhan-Coneglian, Cassiana Maria, 1970-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Tecnologia. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Use of biological additive on the treatment of recycled paper mill effluent

Palavras-chave em inglês:

Sewage - Purification - Biological treatment

Wastewater treatment

Waste paper

Paper industry

Nature conservation

Área de concentração: Ambiente

Titulação: Mestra em Tecnologia

Banca examinadora:

Cassiana Maria Reganhan Coneglian [Orientador]

Dagoberto Yukio Okada

Ariovaldo José da Silva

Data de defesa: 09-08-2017

Programa de Pós-Graduação: Tecnologia

FOLHA DE APROVAÇÃO

Abaixo se apresentam os membros da comissão julgadora da sessão pública de defesa de dissertação para o Título de Mestre em Tecnologia na área de concentração de Ambiente, a que submeteu a aluna Diana Cestari Bon, em 09 de agosto de 2017 na Faculdade de Tecnologia- FT/ UNICAMP, em Limeira/SP.

Prof. (a). Dr (a) Cassiana Maria Reganhan Coneglian

Presidente da Comissão Julgadora

Prof. Dr. Dagoberto Yukio Okada

UNICAMP - FT

Prof. Dr. Ariovaldo José da Silva

UNICAMP - FEAGRI

A Ata da defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se no processo de vida acadêmica da aluna na Universidade.

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho aos meus amados pais Jurandir e Ana Maria, com todo amor e gratidão, por tudo que fizeram por mim ao longo destes anos, tornando essa e muitas outras realizações possíveis. Desejo ter sido merecedora de todo esforço de vocês na minha criação, especialmente na minha formação.

Se há algo que faz diferença na vida de uma pessoa é o amor que ela recebe. Vocês me educaram com amor, se dedicaram a minha criação e fizeram de mim a pessoa que sou hoje, e eu só tenho motivos para agradecer a Deus pelo presente de ter nascido na nossa família.

Serei eternamente grata e orgulhosa dos pais que tenho. Obrigada por tudo, amo vocês!

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que tanto me ouviu e me amparou nessa difícil caminhada, sempre colocando pessoas em meu caminho que fizeram deste mais fácil e bonito.

Agradeço meus pais, Ana Maria e Jurandir, por todo esforço e dedicação que tiveram para que eu pudesse estudar e ter todas as oportunidades em minha vida. Agradeço por serem presentes e me amarem incondicionalmente. Obrigada por serem pais maravilhosos.

Agradeço a Cassiana Maria, pela orientação e amizade ao longo da minha vida acadêmica. Por sempre entender meus problemas e com bons conselhos me ajudar. Agraço pela compreensão e paciência ao longo desse projeto e por nunca ter deixado de me apoiar.

Agradeço aos técnicos e amigos Geraldo e Gilberto, pelas tarde de conversa, conselhos, pelo auxílio nas coletas e por todo crescimento que me proporcionaram. Sem vocês nada disso teria sido possível.

Agradeço a Deus as flores que colocou em meu caminho,

Gisella Christina Sales das Chagas, a flor mais linda de todas, minha namorada, amiga, companheira. Chegou assim de repente, quando eu menos esperava, e ali ficou, colorindo meus dias e trazendo felicidade. Me mostrou que quando a gente menos espera muita coisa boa pode acontecer, que tudo tem o momento certo e que no fim tudo dará certo. Eu te amo, não apenas pelo que você é, ou pelo que eu sou quando estou com você, mas pelo que somos juntas. Que nosso amor possa crescer cada vez mais.

Raissa Olivia Barbacena, melhor amiga, irmã, sempre presente, que chegou para me levantar, me ajudar, me aconselhar, ou simplesmente estar ali e tornar meus dias mais leves e alegres. Chegou para encher esse ciclo da minha vida de boas recordações, e lembrar que na vida não há um presente maior do que alguém com quem realmente podemos contar. Que nossa amizade possa durar pra sempre.

Agradeço especialmente a Mia, minha pequena, minha gatinha, minha filha, presente que Deus me deu em 2013, foi minha fiel companheira em Limeira, e continua sendo aonde quer que eu vá. Com seus ronronados e carinhos faz com que qualquer tarefa fique mais fácil entre um afago e outro em seu pelo macio e quentinho.

*“Comece fazendo o que é necessário,
depois o que é possível, e de repente
você estará fazendo o impossível.”*

São Francisco de Assis

*“A persistência é o menor caminho do
êxito”.*

Charles Chaplin

Resumo

Este trabalho avaliou influência da inoculação de um composto orgânico a base de rúmen bovino produzido por Compostagem Líquida Contínua - CLC®, denominado Componente E (CE), no tratamento do efluente da reciclagem de papel (ERP) em reatores anaeróbios e aeróbios em escala de bancada. No decorrer deste estudo foram necessárias diversas adaptações nos reatores e nas características do tratamento com o intuito de maximar a remoção da carga orgânica do ERP. O melhor sistema de tratamento encontrado foi o reator de batelada sequencial (RBS) com a preservação do lodo. Realizou-se o tratamento em reatores anaeróbios e aeróbios com capacidade de 6 L, utilizando-se um reator inoculado que recebeu adição de CE na concentração de aplicação de 5% (300 mL) nos dias em que realizou-se as análises, e um reator não inoculado, que recebeu apenas ERP durante todo o estudo. O tratamento ocorreu por batelada onde os reatores aeróbios tiveram tempo de ciclo de 6 h de aeração e 2 h de sedimentação, enquanto os reatores anaeróbios tiveram tempo de ciclo de 24 h. Nos demais dias, a cada 24 h realizava-se a troca do efluente (esvaziamento e enchimento), exceto aos sábados e domingos. Para avaliação da eficiência do tratamento analisou-se os parâmetros: DQO, temperatura, pH, alcalinidade, condutividade, sólidos totais dissolvidos e sólidos suspensos voláteis. Para análise dos resultados foram utilizados os teste de ANOVA e Tukey ($\alpha = 0,05$ e $0,01$). Os tratamentos aeróbio e anaeróbio, sem inoculação, não apresentaram estatisticamente diferença entre si, evidenciando que ambos os tratamentos podem ser utilizados para o efluente da reciclagem de papel. Já os pares de reatores aeróbios e anaeróbios, apresentaram diferença estatística entre si quando inoculados ou não. Resultado que pode ser observado analiticamente pela acentuação da eficiência de remoção da matéria orgânica nos processos de tratamento aeróbio e anaeróbio de 42 e 29%, respectivamente. Portanto, a utilização do CE como inóculo, mostrou-se uma alternativa para aumentar a eficiência de remoção da carga orgânica no tratamento biológico de efluentes da indústria de reciclagem de papel.

Palavras-chaves: inoculação, efluente da reciclagem de papel, tratamento aeróbio, tratamento anaeróbio, reator em batelada sequencial.

Abstract

This study evaluated the potential use of a compound known as Compound E (CE) which is used as inoculant in the recycled paper mill effluent (RPME) biodegradation process. This compound is made of bovine manure that has been fermented in liquid and then added to the reactors in sequential batches in a laboratory scale to assess the aerobic and anaerobic conditions. In the course of this study, several adaptations were made in the reactors and treatment characteristics in order to maximize the removal of organic load from RPME. The most effective treatment system was the sequential batch reactor (SBR) with the preservation of the sludge. The treatment was carried out in anaerobic and aerobic reactors (6 L) where two reactors were used for each condition: one of them is inoculated and received 5% (300 mL) of CE on the days which the analyzes were carried out; and the other works as a control, without the addition of CE. The anaerobic batches were submitted to a 24-hour hydraulic retention time; whereas the aerobic batches were submitted to a 6-hour aeration period followed by 2 additional hours of sedimentation, totalizing an 8-hour cycle. On the other days, the effluent was exchanged (emptying and filling) in every 24 hours, except on Saturdays and Sundays. To evaluate the efficiency of the treatment, the following parameters were analyzed: COD, temperature, pH, alkalinity, conductivity, total dissolved solids and volatile suspended solids. For the analysis of the results, the ANOVA and Tukey Tests ($\alpha = 0,01$) were used. The non-inoculated aerobic and anaerobic treatments did not show significant statistical difference between them, evidencing that both treatments can be used for paper recycling effluents. However, the pairs of aerobic and anaerobic reactors presented a statistical difference between them when inoculated or not. This result can be observed analytically by the accentuation of the organic matter removal efficiency in the aerobic and anaerobic treatment processes of 42 and 29%, respectively. Therefore, the use of CE as an inoculum proved to be an alternative to increase the organic loading removal efficiency in the biological treatment of effluents from the paper recycling industry.

Palavras-chaves: inoculation, aerobic treatment, anaerobic treatment, recycled paper mill effluent, sequential batch reactors.

Lista de Figuras

Figura 1 – Reatores anaeróbios e aeróbios de 6 L utilizados no tratamento do ERP.....	42
Figura 2 – Diagrama de caixa da eficiência de remoção da matéria orgânica avaliada pela DQO encontradas nos reatores anaeróbio inoculado (R1), anaeróbio sem inoculação (R2), aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4).....	49
Figura 3 – Diagrama de caixa dos valores de pH encontradas nos reatores anaeróbio inoculado (R1), anaeróbio sem inoculação (R2), aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4).....	52
Figura 4 – Diagrama de caixa dos valores de alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$) encontradas nos reatores anaeróbio inoculado (R1), anaeróbio sem inoculação (R2), aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4).....	53
Figura 5 – Diagrama de caixa dos valores de condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$) encontradas nos reatores anaeróbio inoculado (R1), anaeróbio sem inoculação (R2), aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4).....	56
Figura 6 – Diagrama de caixa dos valores de STD (mg L^{-1}) encontradas nos reatores anaeróbio inoculado (R1), anaeróbio sem inoculação (R2), aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4).....	57
Figura 7 – Diagrama de caixa dos valores de SSV (mg L^{-1}) encontradas nos reatores aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4).....	59
Figura 8 – Diagrama de caixa dos valores da relação SSV/SST encontradas nos reatores aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4).....	60
Figura 9 – Reatores anaeróbios utilizados no tratamento do ERP.....	77
Figura 10 – Reatores aeróbios de 4 L utilizados no tratamento do ERP.....	78
Figura 11 – Reatores aeróbios de 6 L utilizados no tratamento do ERP.....	79

Lista de tabelas

Tabela 1 – Valores da DQO do efluente de papel e celulose ou da reciclagem de papel encontrados na literatura.....	27
Tabela 2 – Etapas do ciclo de operação no sistema de RBS.....	35
Tabela 3 – Descrição dos tratamentos anaeróbios e aeróbios realizados.....	43
Tabela 4 – Descrição dos compostos inoculados na partida dos reatores.....	43
Tabela 5 – Parâmetros e metodologias utilizadas no monitoramento dos reatores.....	44
Tabela 6 – Resultados obtidos na caracterização físico-química do ERP bruto nos 17 ciclos analisados no período de abril a setembro de 2016.....	46
Tabela 7 – Análise comparativa da caracterização físico-química do ERP deste estudo e de encontrados na literatura.....	47
Tabela 8 – Resultados obtidos na caracterização físico-química do CE.....	48
Tabela 9 – Média, desvio padrão e resultados do teste de Tukey da eficiência de remoção da matéria orgânica avaliada pela DQO nos reatores.....	51
Tabela 10 – Média, desvio padrão e resultados do teste de Tukey dos valores de pH encontrados nos reatores.....	53
Tabela 11 – Média, desvio padrão e resultados do teste de Tukey dos valores de alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) encontrados nos reatores.....	54
Tabela 12 – Média, desvio padrão e resultados do teste de Tukey dos valores de condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$) encontrados nos reatores.....	56
Tabela 13 – Média, desvio padrão e resultados do teste de Tukey dos valores de STD (mg L^{-1}) encontrados nos reatores.....	58
Tabela 14 – Média, desvio padrão e resultados do teste de Tukey dos valores de SSV (mg L^{-1}) encontrados nos reatores.....	59
Tabela 15 – Média, desvio padrão e resultados do teste de Tukey dos valores da relação SSV/SST encontrados nos reatores.....	61
Tabela 16 – Inóculos utilizados na partida dos reatores aeróbios.....	80

Tabela 17 – Parâmetros e metodologia utilizados.....	81
Tabela 18 – Resultados obtidos na caracterização físico-química do ERP bruto nas 9 coletas realizadas no período de maio a outubro de 2015.....	83
Tabela 19 – Resultados obtidos nas análises realizadas na primeira batelada do tratamento anaeróbio-aeróbio do ERP, com tempo de ciclo de 48 e 42 h respectivamente e 2 h de sedimentação após tratamento aeróbio.....	85
Tabela 20 – Eficiência de remoção da DBO do ERP obtidas na primeira batelada.....	85
Tabela 21 – Resultados obtidos nas análises realizadas na segunda batelada do tratamento anaeróbio-aeróbio do ERP, com tempo de ciclo de 120 e 92 h respectivamente e 2 h de sedimentação após tratamento aeróbio.....	88
Tabela 22 – Eficiência de remoção da DBO do ERP obtidas na segunda batelada.....	88
Tabela 23 – Resultados obtidos nas análises realizadas na terceira batelada do tratamento ERP em reatores aeróbios, com tempo de ciclo de 91,5 h e 2 h de sedimentação.....	90
Tabela 24 – Resultados obtidos nas análises realizadas na quarta batelada do tratamento ERP em reatores aeróbios, com tempo de ciclo de 91,5 h e 2 h de sedimentação.....	90
Tabela 25 – Resultados obtidos nas análises realizadas na quinta batelada do tratamento ERP em reatores aeróbios, com tempo de ciclo de 91,5 h e 2 h de sedimentação.....	91
Tabela 26 – Eficiência de remoção da DBO do ERP obtidas na terceira, quarta e quinta batelada.....	91
Tabela 27 – Resultados obtidos nas análises realizadas na sexta batelada do tratamento ERP em reatores aeróbios, com tempo de ciclo de 12 h e 2 h de sedimentação.....	93
Tabela 28 – Resultados obtidos nas análises realizadas na sétima batelada do tratamento ERP em reatores aeróbios, com tempo de ciclo de 12 h e 2 h de sedimentação.....	93

Tabela 29 – Resultados obtidos nas análises realizadas na oitava batelada do tratamento ERP em reatores aeróbios, com tempo de ciclo de 12 h e 2 h de sedimentação.....	94
Tabela 30 – Eficiência de remoção da DBO do ERP obtidas na sexta, sétima e oitava batelada.....	94
Tabela 31 – Resultados obtidos nas análises realizadas na nona batelada do tratamento ERP em reatores aeróbios, com tempo de ciclo de 12 h e 2 h de sedimentação.....	95
Tabela 32 – Eficiência de remoção da DQO do ERP obtidas na nona batelada.....	95
Tabela 33 – Análise de variância (ANOVA) do conjunto de dados com $\alpha = 0,05$ e $0,01$	98

Lista de Abreviaturas e siglas

AEI – Reator aeróbio inoculado

AEC – Reator aeróbio controle (sem inoculação)

AN – Reator anaeróbio

ANC – Reator anaeróbio controle (sem inoculação)

CE – Componente E

CLC® – Compostagem Líquida Contínua

CSBR – Continuous stirred batch reactor

CSTR – Continuous stirred tank reactor

EB – Amostra do efluente da reciclagem de papel bruto

EPC – Efluente de papel e celulose

ERP – Efluente da reciclagem de papel

RA1 – Reator aeróbio sem inoculação

RA2 – Reator aeróbio inoculado com 300g de sólido-Microgeo® e 900 g de esterco bovino em sua partida

RA3 – Reator aeróbio inoculado com 300 ml de CE e 900 g de esterco bovino em sua partida

RA4 – Reator aeróbio inoculado com 300 ml de CE em sua partida

RA5 – Reator aeróbio inoculado com 300 ml de CE e 300 g sólido-Microgeo®

RBS – Reator em baletada sequencial

R1 – Reator anaeróbio inoculado

R2 – Reator anaeróbio sem inoculação

R3 – Reator aeróbio inoculado

R4 – Reator aeróbio sem inoculação

SBR – Sequencing batch reactor

STD – Sólidos Totais Dissolvidos

SSV – Sólidos suspensos voláteis

TC – Tratamento anaeróbio-aeróbio controle (sem inoculação)

TI – Tratamento anaeróbio-aeróbio inoculado

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	18
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	20
2.1	A história do papel.....	20
2.2	Papel e celulose.....	21
2.3	Reciclagem.....	24
2.4	A indústria de papel e celulose e o meio ambiente.....	27
2.5	Tratamento do efluente da indústria de papel e celulose e da reciclagem de papel.....	29
2.6	Reator em batelada sequencial.....	33
2.7	Aditivos Biológicos.....	36
3	OBJETIVO.....	39
3.1	Objetivo geral.....	39
3.2	Objetivos específicos.....	39
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	40
4.1	Efluente da reciclagem de papel (ERP).....	40
4.2	Inóculos utilizados.....	40
4.2.1	Componente E.....	40
4.2.2	Esterco Bovino.....	41
4.2.3	Lodo.....	41
4.3	Reatores.....	42
4.4	Descrição dos experimentos.....	42
4.4.1	Tratamentos anaeróbio e aeróbio.....	43
4.4.2	Manutenção dos reatores.....	44
4.5	Parâmetros de avaliação dos experimentos.....	44
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	45
5.1	Efluente da reciclagem de papel (ERP) e Componente E (CE).....	45
5.2	Resultados das 17 bateladas analisadas.....	49
5.2.1	Remoção da matéria orgânica.....	49
5.2.2	pH.....	52
5.2.3	Alcalinidade.....	53
5.2.4	Condutividade.....	55
5.2.5	Sólidos Totais Dissolvidos.....	57

5.2.6	Sólidos Suspensos Voláteis.....	58
6	CONCLUSÕES E SUGESTÕES.....	62
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64
8	ANEXOS.....	77
8.1	Adequação da metodologia para o tratamento do efluente da reciclagem de papel.....	77
8.1.1	Reatores anaeróbios-aeróbios.....	77
8.1.2	Reatores aeróbios.....	78
8.1.3	Descrição dos experimentos.....	79
8.1.3.1	Tratamento anaeróbio-aeróbio.....	79
8.1.3.2	Tratamentos aeróbios.....	80
8.1.3.3	Manutenção dos reatores.....	81
8.1.3.4	Parâmetros de avaliação dos experimentos.....	81
8.1.4	Resultados Preliminares.....	82
8.1.4.1	Efluente da reciclagem de papel (ERP).....	82
8.1.4.2	Resultados obtidos na primeira batelada.....	84
8.1.4.3	Resultados obtidos na segunda batelada.....	87
8.1.4.4	Resultados do tratamento aeróbio – Batelada 3, 4 e 5.....	89
8.1.4.5	Resultados do tratamento aeróbio da sexta, sétima, oitava e nona batelada.....	92
8.1.5	Conclusões preliminares.....	97
8.2	Tabela 33.....	98

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento industrial e o crescimento das cidades de maneira acelerada, com o uso excessivo dos recursos naturais, sem planejamento ambiental e a devida preocupação com a preservação e a qualidade do meio ambiente, fez com que a degradação e a poluição do mesmo chegassem a níveis alarmantes, resultando em prejuízos significativos para a sociedade e para a natureza.

Uma das consequências do crescimento urbano foi o acréscimo da geração de resíduos domésticos e industriais, criando condições ambientais inadequadas e propiciando o desenvolvimento de doenças, poluição do ar, aumento da temperatura global, contaminação de águas superficiais e subterrâneas, contaminação do solo, entre outros problemas (CETESB, 2014).

Apesar dos avanços tecnológicos e das legislações, grande parte das águas residuárias ainda são descartadas de forma inadequada, sem o devido tratamento. Muitas vezes contendo patógenos, metais pesados, matéria orgânica, nutrientes tais como nitrogênio e fósforo, compostos recalcitrantes, compostos tóxicos e de difícil degradação; características que trarão efeitos negativos aos corpos d'água e a saúde ambiental.

A indústria de papel e celulose é uma das maiores poluidoras, sendo características de seu processo consumir grandes quantidades de água e energia além de gerar elevados volumes de efluente de difícil tratamento. As características do efluente gerado dependem do processo utilizado, da matéria prima e dos produtos químicos utilizados na fabricação do papel.

Quando a pasta de papel está sendo produzida, uma vasta gama de substâncias orgânicas e inorgânicas perigosas são geradas durante o processo de produção das fibras virgens, assim como na recuperação das mesmas para reciclagem do papel (KAMALI *et al.*, 2016).

A reciclagem do papel é uma das soluções para a disposição final dos resíduos gerados na fabricação de papel, tais como as aparas; assim como é uma solução para a destinação correta dos papeis usados, evitando seu despejo em aterros e reduzindo o uso de matéria prima virgem.

Porém, como todo processo produtivo, a reciclagem do papel gera resíduos tanto sólidos quanto líquidos, que precisam ser tratados e destinados corretamente, causando o mínimo de impacto ambiental possível.

Devido à grande variação da composição do efluente de papel e a presença de componentes de difícil tratamento, tais como, ácidos de resinas, compostos de enxofre, organoclorados e material lignocelulósicos, um grande desafio da indústria, é o tratamento eficiente do efluente gerado, pois estes são de difícil degradação além de possuir caráter inibitório aos micro-organismos (CHUPHAL *et al.*, 2005).

Tendo em vista a dificuldade de tratamento de alguns efluentes por sistemas biológicos, seja aeróbio ou anaeróbio, a combinação de sistemas utilizando mais de um tipo de processo, pode possibilitar melhores resultados, garantindo maior eficiência de remoção da matéria orgânica.

Vários processos têm sido utilizados visando melhorar a eficiência do tratamento, a bioaugmentação e a bioestimulação são exemplos de técnicas utilizadas com o intuito de otimizar o tratamento biológico, potencializando a biodegradação do efluente devido a sua carga de micro-organismos e/ou nutrientes que estimulam a atividade microbiana existente.

As características do efluente de papel e celulose e do efluente da reciclagem de papel, trazem a necessidade de tecnologias inovadoras, economicamente viáveis e que atendam a legislação ambiental vigente, com o tratamento eficiente dos mesmos e possibilitando seu posterior despejo em corpos d'água sem causar impactos ambientais.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A história do papel

A palavra papel tem origem do latim *papyrus*, fazendo referência a uma planta que crescia no Egito nas margens do rio Nilo chamada papiro, a partir da qual eram feitas as cordas e barcos das folhas de papiro pela extração de suas fibras. O papiro foi inventado pelos egípcios por volta de 3000 a.C., antes disso há mais de 6 mil anos atrás quando a escrita surgiu, a escrita era realizada em tabuletas de pedra ou argila, ou em couro curtido de bovinos, com posterior surgimento dos pergaminhos (HAYASAKA e NISHIDA, 2015).

O papel foi inventado no ano de 150 d.C. na China, pelo chinês T'sai Lun, que fez uma mistura umedecida de restos de roupa, casca de amoreira, cânhamo, entre outros produtos que eram fonte de fibra vegetal. Ele misturou todos esses ingredientes até formar uma pasta, a massa resultante era colocada formando fina camada sobre uma peneira com moldura de bambu e um pano deixada ao sol para secar, após a secagem o papel estava pronto (TELES, 2010; HAYASAKA e NISHIDA, 2015).

A técnica foi mantida em segredo por mais de 600 anos, sendo desvendado apenas no ano de 751, quando os chineses tentaram dominar uma cidade árabe e foram derrotados pelo exército, que capturou alguns artesãos que produziam papel, levando-os a Bagdá, onde o papel também era produzido sem revelar a técnica. Mais tarde no século XI, o papel foi introduzido pelos árabes na Espanha, onde deixaram forte influência cultural, espalhando-se por todo Ocidente. Após essa disseminação o processo básico do papel sofreu diversas alterações, o que possibilitou imensa diversidade de papel quanto a texturas, cores, maleabilidade, resistência, etc (TELES, 2010; HAYASAKA e NISHIDA, 2015).

Alguns saltos importantes na história do papel foram, a invenção da imprensa em 1440 por Johannes Gutenberg, que tornou os livros acessíveis, aumentando a demanda de papel; a criação de “holandesas”, moinhos criados pelos holandeses no século XVII, que com a aplicação de força hidráulica, movia pedras e moía o papel. Nicholas-Louis Robert que em 1799, na França, inventou a máquina de fazer papel; e na segunda metade de século XIX, os irmãos Fourdrinier, na Inglaterra tornaram a produção de papel contínua com a substituição dos trapos por madeira (TELES, 2010).

Na segunda metade do século XX, o processo produtivo e a composição do papel sofreram muitas mudanças, além do aumento e da velocidade de produção. Com a

automação do processo, novas tecnologias de processamento do eucalipto, introdução de produtos químicos, corantes e outras matérias primas, houve crescimento do setor, e principalmente com a chegada da informática, resultando na maior demanda de papel para impressão (CRE, 2017).

O papel começou a ser produzido no Brasil no Rio de Janeiro, em 1809, e com o desenvolvimento industrial chegou a São Paulo, pelos imigrantes europeus que vieram trabalhar nas plantações de café e trouxeram o papel e o conhecimento sobre sua produção (TELES, 2010).

2.2 Papel e celulose

O Brasil é um grande produtor do setor de papel e celulose, enquanto a indústria papelreira tem foco no mercado interno, a indústria de celulose está voltada para exportação. Em 2015 o Brasil produziu 10,4 milhões de toneladas de papel de diversos usos, ocupando o 9º lugar de produtor mundial no segmento de papel. Os produtos mais relevantes para a indústria brasileira são os papéis para embalagem e para imprimir/escrever, representando 52 e 25% respectivamente. O restante da produção é representado por 11% de papéis de fins sanitários/Tissue, 7% de papéis tipo cartão, 5% de papéis especiais/outros e 1% de jornal (IBA, 2016a; ABTCP, 2017).

Em 2008, o setor de celulose alcançou o quarto lugar de produtor mundial de celulose, estando atrás apenas dos Estados Unidos, Canadá e China, chegando a produzir em 2012, 14 milhões de toneladas de celulose (BRACELPA, 2015a). Em 2015, o Brasil ainda se manteve em quarto lugar produzindo 17,4 milhões de toneladas de celulose, produção 5,5% superior ao ano de 2014. Sendo que 66% da celulose é destinada a exportação e 34% ao mercado interno. De 2005 a 2015 a produção nacional de celulose aumentou 7 milhões de toneladas, com taxa de 5,2% de crescimento anual (IBA, 2016b), dados que evidenciam o crescimento do setor de papel e celulose no país.

O Brasil conta com 220 empresas em atividade no setor, em 540 municípios, localizados em 18 estados. Em 2014, foram plantadas 2,2 milhões de hectares de florestas para fins industriais do setor (BRACELPA, 2015b).

A produção de papel e celulose no Brasil é 100% proveniente de florestas plantadas de eucalipto e pinus. Dos 7 milhões de hectares utilizados no país para plantio, cerca de um terço, ou seja 2,2 milhões de hectares são usados para o plantio das florestas para o setor de papel e celulose (REZENDE, 2010). Em 2015, foram 7,8 milhões de hectares de árvores plantadas, 0,8% a mais em relação ao ano de 2014.

Sendo responsável por 91% de toda madeira produzida para fins industriais no país, onde 34% pertencente ao segmento de papel e celulose (IBA 2016a).

A indústria de papel e celulose representa hoje grande preocupação ambiental, devido ao fato de utilizar grandes volumes de água em seu processo produtivo, gerando vazões elevadas de efluente com a presença de alta carga de matéria orgânica, organoclorados, lignina, carboidratos e forte coloração, sendo muitas vezes tóxico e de difícil tratamento (FONSECA *et al.*, 2003; MARIA, LANGE e AMARAL, 2014).

Cada etapa da produção de papel utiliza grandes quantidades de água, que reaparecem na forma de efluente. As principais fontes de poluição entre as várias etapas do processo são a preparação da madeira, polpação, lavagem da celulose, triagem, lavagem, branqueamento, máquina de papel e operações de revestimento. Entre os processos, a polpação gera efluente com restos de madeira e material de madeira solúvel e o branqueamento gera substâncias tóxicas (POKHREL e VIRARAGHAVAN, 2004).

Porém, ao analisar a utilização da água no processo produtivo de celulose ao longo de 45 anos, pode-se notar que a diminuição da captação e utilização do recurso natural foi considerável. Em 1970 as indústrias captavam de 180 a 200 m³ de água para produzir uma tonelada de celulose; em 2015, para produzir a mesma quantidade de celulose a captação de água foi de 22 a 40 m³ (IBA, 2016a). Com investimento em pesquisa e novas tecnologias a redução do uso dos recursos hídricos pode ser ainda maior.

As características das águas residuais geradas durante a fabricação do papel vão depender dos vários processos existentes, tipo da madeira escolhido, tecnologia aplicada ao processo, práticas de gestão adotadas, recirculação interna do efluente para recuperação e da quantidade de água utilizada no processo. A fonte de fibras de celulose mais usada e abundante é a madeira, que contém compostos (lignina, carboidratos, etc.) que são de difícil de degradação e são incorporados ao efluente durante o processo de lavagem, desidratação e triagem. Vários produtos químicos tóxicos, tais como ácidos resínicos, ácidos graxos insaturados, álcoois, compostos clorados dentre outros, podem ser gerados durante o processo de fabricação do papel. Os poluentes encontrados no efluente de papel e celulose podem afetar o meio ambiente, poluindo as águas, o ar e o solo (POKHREL e VIRARAGHAVAN, 2004). Portanto, são de extrema importância o tratamento e a destinação correta desse efluente.

Na busca de reduzir o consumo de recursos naturais, a reciclagem de papel tem se mostrado uma alternativa viável. Porém, como todo processo industrial, esta

atividade também gera efluentes. Tendo como principais características o elevado teor de matéria orgânica, turbidez e cor (SCAL, 2010).

A reciclagem do papel além de reduzir o uso de recursos naturais, diminui a disposição final desse resíduo em aterros, evitando a sobrecarga dos mesmos e o descarte de material com alto potencial para reciclagem.

Em 2015, 61% de todo papel consumido passível de ser reciclado retornaram ao processo produtivo, correspondendo a 4,6 milhões de toneladas de papel. O Brasil está entre os principais recicladores do mundo, com crescimento significativo de recuperação a cada ano; de 2007 a 2015 houve crescimento de 52 a 61% (IBA, 2016a).

Na fabricação do papel, a principal matéria-prima utilizada é a fibra de celulose, oriunda de madeira de árvores, embora outros resíduos vegetais como palha de arroz e bagaço também sejam fontes de fibra. Para separar a fibra da madeira e produzir celulose virgem são utilizados processos mecânicos, químicos e químico-mecânicos. A reciclagem ou reutilização dessas fibras como fibras secundárias é possível se a mesma não se deteriorar durante a produção do papel ou não for gravemente contaminada (DOSHI e DYER, 2004).

No processo de reciclagem do papel, as fibras de celulose são separadas e então reutilizadas para a fabricação de novos produtos. Um dos grandes desafios da indústria de reciclagem de papel são os contaminantes pegajosos, tais como, os adesivos, colas e ligantes utilizados em tintas. O valor do papel ou cartão reciclado depende do grau de contaminação, da dificuldade de separar as fibras e os requisitos para restaurar as características necessárias para produzir papel de qualidade (DOSHI e DYER, 2004).

Assim como na fabricação do papel a partir da polpa de celulose, as características do efluente da reciclagem de papel (ERP) estão diretamente relacionadas ao processo produtivo utilizado, incluindo insumos, matéria-prima, processos e fontes de energia (SCAL, 2010).

O tratamento do efluente proveniente da fábrica de papel reciclado é desafiador, devido ao fato da diferença de processamento de uma fábrica para outra, assim como dos processos e os efluentes gerados (ZWAIN *et al.*, 2013). Além disso, o processo de produção de papel e a reciclagem do mesmo são processos completamente diferentes (SCAL, 2010), tornando o desafio ainda maior pela carência de informações.

2.3 Reciclagem

A reciclagem de resíduos sólidos no Brasil é uma atividade crescente, não só por razões ambientais, mas também por razões econômicas e sociais (BRACELPA, 2015c). Segundo o Compromisso Empresarial Para Reciclagem (CEMPRE), o Brasil, apresenta elevados índices de reciclagem e potencial de desenvolvimento nessa área, quando comparado com outros países (CEMPRE, 2013).

A reciclagem envolve uma série de etapas que são fundamentais para o sucesso de seu andamento, começando com a separação dos resíduos sólidos pelos cidadãos, seguido pela coleta seletiva, triagem, preparação do material e envio às indústrias, para que enfim, sejam transformados e utilizados como matéria-prima (BRACELPA, 2015c).

A reciclagem representa grande vantagem tanto para as empresas quanto para o meio ambiente, reduzindo o uso de insumos extraídos da natureza, a emissão de gases de efeito estufa, além da economia de energia. Analisando o ciclo de vida dos produtos, da matéria-prima à destinação final, a reciclagem diminui-se os impactos ambientais, além de representar uma vantagem na competição entre as empresas (CEMPRE, 2013).

Torna-se importante ressaltar que, na produção de uma tonelada de papel reciclado são consumidos dois mil litros de água, já na produção de papel apenas com o uso das fibras virgens, oriundas da madeira, podem ser consumidos até cem mil litros de água. A reciclagem de papel também economiza em até 80% o consumo de energia elétrica quando comparada ao processo tradicional de produção de papel virgem (RICCHINI, 2016).

Outros ganhos ambientais que podem ser citadas são a diminuição da supressão de árvores, pois, uma tonelada de aparas recicladas podem substituir de 2 a 4 metros cúbicos de madeira, evitando a supressão de 15 a 30 árvores; e a redução de poluição, um dos grandes pontos favoráveis da reciclagem do papel, devido as indústrias poderem funcionar com o mínimo impacto ambiental, pois a fase crítica, que é a produção da celulose já foi feita anteriormente. Porém, no Brasil, ainda não se faz muitos investimentos em controle ambiental e um dos grandes problemas das indústrias de papel reciclado são seus efluentes descartados sem o devido tratamento, resultando na poluição dos corpos d'água (RICCHINI, 2016).

A reciclagem do papel traz ganho social gerando empregos, além de eliminar o trabalho degradante dos catadores em lixões, que podem então, trabalhar na coleta, triagem e classificação desse material (RICCHINI, 2016).

Outro ponto importante além dos ganhos ambientais e sociais são a redução dos custos, a substituição da celulose virgem por fibras recicladas, garantindo uma economia de R\$ 331,00 por tonelada de papel produzido, o que representa metade do custo de R\$ 687,00 por tonelada, gastos sem a reciclagem (CEMPRE, 2013).

A reciclagem está presente na produção de papel, desde sua origem, quando o papel era produzido a partir da reutilização de trapos, sendo transformados em polpa e usado para fazer outros produtos, ou seja, começou simultaneamente com a sua fabricação, há mais de 100 anos, utilizando no processo produtivo a celulose e o papel descartado após o consumo e nas últimas décadas, devido aos desafios socioambientais e o conceito de sustentabilidade, sua reciclagem e a de outros resíduos vem ganhando maior credibilidade (BRACELPA, 2015d).

O papel está entre os resíduos com maior índice de reciclagem no Brasil, com índice de recuperação de 56,6% do total de papel consumido no país passível de reciclagem, fazendo do Brasil um dos maiores recicladores de papel do mundo. Além de que, o setor de árvores plantadas indica um histórico de logística reversa e sustentabilidade positivos (IBA, 2016b). Em 2011, 45,5% de todo papel produzido foi reciclado (BRACELPA, 2015e). Em 2013, a taxa de recuperação de papéis recicláveis foi de 58,9%, levando em consideração que houve falta de material, devido aos preços que estavam baixos, forçando os catadores a procurarem outra atividade (CEMPRE, 2015).

Porém, grandes quantidades de aparas de papel são utilizadas na fabricação de outros produtos, como telhas, não entrando nas estatísticas de reciclagem. Além disso, os papéis que não são passíveis de reciclagem, como o papel higiênico, não são excluídos das estatísticas. Se esses dois fatores não fossem avaliados em conjunto, a taxa de recuperação do papel seria ainda maior (BRACELPA, 2015e).

No processo de reciclagem, o papel não substitui a matéria-prima virgem completamente, devido ao fato de que o mesmo perde suas propriedades a cada reaproveitamento. Isso acontece porque as fibras perdem a resistência e as características que definem o tipo do papel. Por isso, sempre será necessário à complementação do sistema com fibras virgens provenientes das florestas, que no caso do Brasil são florestas plantadas (BRACELPA, 2015e).

O processo de reciclagem do papel pode ser dividido em 6 etapas principais: desintegração, depuração, lavagem, dispersão, destintagem e branqueamento. Essas etapas tem a finalidade de distinguir e separar os contaminantes das fibras, pelas

propriedades físicas e físico-químicas, como forma, tamanho, densidade e afinidade eletrostática (VIEIRA, 2006).

O processo de reciclagem se inicia no equipamento denominado “hidropulper”, semelhante a um liquidificador. Neste o papel é introduzido, juntamente com água, com a finalidade de separar as fibras secundárias e de limpar os materiais não fibrosos de maiores dimensões, formando uma pasta de celulose. Então, uma peneira abaixo do rotor, deixa passar as impurezas, como fibras, pedaços de papel não desagregados, arames e plásticos (RICCHINI, 2016; SCAL, 2010; VIEIRA, 2006).

A segunda etapa é a depuração, que finaliza o processo de eliminação dos contaminantes, com a menor perda de fibra útil possível. Realizada em equipamento chamado “centrecleaners”, onde discos refinadores abrem um pouco mais as fibras da celulose, melhorando a ligação entre elas (RICCHINI, 2016; SCAL, 2010; VIEIRA, 2006).

A depuração é seguida pela lavagem das fibras que normalmente são realizadas por meio da filtração, em espessador com telas de plástico permeáveis a partículas de pequena dimensão (VIEIRA, 2006). O processo se assemelha a passagem por peneiras, cada vez menores (RICCHINI, 2016).

A dispersão potencializa as próximas etapas de destintagem e branqueamento, onde por processo mecânico, o papel é destroçado e misturado com água a temperaturas entre 50 e 125°C, promovendo a separação eficiente das fibras e dissolvendo os contaminantes. A destintagem extrai as partículas de tinta aderidas a superfície das fibras, utilizando produtos químicos. O branqueamento do papel reciclado pode ser realizado no fim ou no começo do processo. O papel reciclado necessita de menos branqueamento do que a pasta virgem, devido ao fato de que já foi branqueado quando inicialmente produzido (RICCHINI, 2016; VIEIRA, 2006).

O processo de destintagem normalmente é suficiente para obter um grau de brancura adequado à maioria dos produtos reciclados. Porém, se o intuito for obter produtos de alta qualidade, o processo de branqueamento pode ser realizado (RICCHINI, 2016). A pasta então branqueada segue para as máquinas que fazem o papel. Conforme a utilidade final do produto (escritório, embalagem, cartão, etc) o papel recebe diferentes tratamentos que permitem melhor absorção da tinta, resistência, cor adequada, dentre outras características (BRACELPA, 2015f).

2.4 A indústria de papel e celulose e o meio ambiente

Devido às características de alguns efluentes, os sistemas de tratamento puramente biológicos (anaeróbio ou aeróbio) ou químicos não são suficientes para atender os padrões de lançamento de efluente tratado em corpos hídricos, exigidos pelas legislações vigentes, a Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005) e a Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011).

Os impactos negativos da produção do papel dependem da matéria-prima utilizada, do tipo de processo de fabricação e do produto final pretendido. Isso faz com que exista ampla gama de efluentes com diferentes características provenientes da indústria de papel e celulose. O processo de branqueamento (realizado normalmente com dióxido de cloro, oxigênio, soda cáustica, peróxido de hidrogênio ou ozônio) é um dos principais problemas de poluição, causando sérios danos ao meio ambiente. Outros fatores determinantes são o método utilizado para a pasta de papel (mecânico, kraft e sulfito) e o sistema de depuração escolhido (VIEIRA, 2006).

Devido à grande variedade de processos industriais e matérias primas que podem ser utilizadas na produção e na reciclagem de papel, as características do efluente gerado varia consideravelmente. A Tabela 1, expressa valores de DQO (Demanda Química de Oxigênio) citados em diversos trabalhos.

Tabela 1 – Valores da DQO do efluente de papel e celulose ou da reciclagem de papel encontrados na literatura

Efluente	DQO	Referência
ERP	389 – 3050	SCAL, 2010
EPC	450 – 500	TEZEL <i>et al.</i> , 2001
EPC	800 – 4400	LIN <i>et al.</i> , 2014
ERP	1000 – 4000	HASSAN, ZAMAN e DAHLAN, 2015
EPC	1100 – 1500	MAHMOOD-KHAN e HALL, 2013
ERP	1245 – 1059	OSMAN <i>et al.</i> , 2013
EPC	1450	JAAFARZADEH <i>et al.</i> , 2017
ERP	3380 – 4930	ZWAIN <i>et al.</i> , 2013
EPC	5280	CHUPAL <i>et al.</i> , 2005
ERP	5628 – 5936	VIEIRA, 2009

Legenda: DQO: Demanda química de oxigênio; ERP: Efluente da reciclagem de papel; EPC: Efluente de papel e celulose.

A eliminação de resíduos tóxicos resultantes das fases do processo, em concentrações elevadas sem o devido tratamento, está dentre os principais impactos ambientais da indústria de papel e celulose (VIEIRA, 2006).

Sarakinos *et al.* (2000) baseando-se na segunda lista de substâncias prioritárias do Canadá (CEPA, 1988) propôs um conjunto de quatro bioensaios, sendo estes, ensaio de luminescência bacteriana; ensaio de inibição do crescimento de microalgas; ensaio de sobrevivência crônica e reprodução de cladóceros de água doce, para avaliar a toxicidade total de efluentes industriais. Dentre os efluentes estudados, os provenientes das indústrias de papel e celulose apresentaram valores de toxicidade total maiores que os expostos em base teórica. Além disso, a toxicidade do efluente de papel e celulose foi a mais acentuada do que os demais efluentes estudados, e muitas vezes não pode ser explicada pela presença de produtos químicos orgânicos conhecidos, visto que muitos compostos clorados permanecem não identificados.

Wang *et al.* (2008) avaliaram a toxicidade do efluente de reciclagem de papel utilizando nematoides como organismos teste. Os resultados sugerem que a presença de metais pesados nesse efluente, poderiam estar causando o envelhecimento aos organismos estudados.

Hewitt *et al.* (2008) realizaram revisão de estudos conduzidos na Suécia, Canadá, Finlândia, Estados Unidos e Nova Zelândia onde foram relatadas reduções nos níveis de hormônios esteroides sexuais, tamanho e fecundidade das gônadas, alterações nas características sexuais secundárias e atraso na maturidade sexual em espécies de peixes, associados a exposição ao efluente da indústria de papel e celulose.

Furley (2009) identificou a causa da toxicidade dos efluentes de 10 indústrias de papel e celulose, utilizando-se da metodologia *Toxicity Identification Evaluation* (TIE) como ferramenta de identificação. As principais causas de toxicidade identificadas foram a presença de sólidos dissolvidos, amônia, metais, oxidantes e compostos voláteis gerados no processo produtivo e na estação de tratamento biológico e sólidos suspensos gerados na estação de tratamento biológico.

Wang, Wang e Shen (2010) avaliaram a toxicidade do efluente de reciclagem de papel em nematoides. Os resultados mostraram a diminuição do tempo de vida dos organismos estudados devido a exposição ao efluente. Concluíram que esse fenômeno ocorre devido a exposição a metais tais como alumínio, cálcio e ferro presentes no efluente.

Maria, Lange e Amaral (2014) avaliaram a eficiência de remoção de toxicidade do efluente de branqueamento de pasta celulósica pré e pós degradação biológica, mediante bioensaios com cladóceros (*Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*). Os resultados demonstraram que a degradação biológica é capaz de anular a toxicidade

aguda, porém a toxicidade crônica permanece presente. Relatam que a toxicidade aguda está relacionada com e elevada carga orgânica do efluente, diferentemente da toxicidade crônica que permaneceu presente, que está associada a outros compostos presentes.

O lodo resultante do tratamento do efluente líquido gerado no processo é outro grande problema encontrado na produção de papel reciclado. Classificados como resíduo classe II A (não perigoso e não inerte), geralmente são destinados pela maioria das indústrias à aterros sanitários (ALVES, SANTOS e SILVA, 2012; BALBINOT *et al.*, 2006a). Alternativas como a disposição do lodo no solo, com objetivo de reduzir passivos ambientais vem sendo estudadas.

Segundo Balbinot *et al.* (2006b) a aplicação do lodo da indústria de reciclagem de papel com calcário dolomítico no solo resultou, no aumento do pH, da capacidade de troca catiônica (CTC) e da relação cálcio e magnésio; na redução dos teores de potássio, cobre, ferro, manganês e da acidez potencial; não alterando os níveis de metais pesados no solo.

Costa *et al.* (2009) avaliaram a aplicação do lodo proveniente do tratamento de ERP em solo. De maneira geral a aplicação afetou positivamente o pH, os teores de nutrientes e a fertilidade do solo; e não observou-se efeitos a matéria orgânica presente no mesmo.

Andrade *et al.* (2003) observaram efeitos positivos na aplicação de resíduo de celulose acrescido a adubação fosfatada em *Eucalyptus dunnii* com 6 anos de idade, relatando aumento do volume cilíndrico da madeira em comparação com a planta testemunha, que não recebeu a aplicação dos mesmos, resultando assim em maior produção de madeira.

A toxicidade dos efluentes, causando problemas na biota dos corpos hídricos, e a contaminação do solo é impactos ambientais causados pelas indústrias de papel, sendo assim o tratamento do seu efluente é de suma importância para preservação do meio ambiente.

2.5 Tratamento do efluente da indústria de papel e celulose e da reciclagem de papel

O uso de água nas fábricas de celulose e papel é de 10 a 100 m³ por tonelada de papel produzido e a geração de lodo varia entre 0,2 e 0,6 toneladas por tonelada de celulose produzida (GREENBAUM, 2002 *apud* MEYER e EDWARDS, 2014; FPAC,

2009 *apud* MEYER e EDWARDS, 2014; CANMET, 2005 *apud* MEYER e EDWARDS, 2014).

O tratamento do efluente de papel e celulose ou da reciclagem de papel, normalmente é realizado em três etapas onde: no tratamento preliminar, é realizado o resfriamento do efluente em torres de resfriamento e a remoção de sólidos grosseiros, realizada no gradeamento; o tratamento primário, onde são removidos os sólidos em suspensão através da decantação por gravidade ou em alguns casos através de flotação; e o tratamento secundário normalmente realizados por processos biológicos, com o objetivo de remover a carga orgânica (MIELI, 2007).

Os sistemas de tratamento convencionais e os processos de tratamento biológico aeróbio são os mais utilizados para o tratamento do efluente da indústria de papel, sendo atualmente o processo de lodos ativados e lagoas aeradas os mais utilizados devido sua fácil operação, baixo custo de investimento e manutenção quando comparado a outras técnicas (ASHRAFI *et al.*, 2015; POKHREL e VIRARAGHAVAN, 2004; MULLIGAN, 2002 *apud* ASHRAFI, YERYSHALMI e HAGHIGHAT, 2015; KAMALI *et al.*, 2016 e HUBBE *et al.*, 2016).

O processo aeróbio é capaz de tratar diversos tipos de despejos, remover altas concentrações de matéria orgânica e realizar a nitrificação, transformando NH_3 em NO_2 . Alguns processos necessitam de pequenas áreas e tem partida rápida, porém apresenta elevado consumo de energia elétrica devido à aeração e geração de grande quantidade de lodo, fatores que contribuem para também elevar o custo do tratamento (VON SPERLING, 1997; COLETTI, 1997 *apud* ZANELLA, 1999; SANTOS, 2009). A qualidade do efluente final pode ser melhorada quando tratamentos complementares são utilizados tais como, processos oxidativos avançados, biorreatores, filtração por membrana e estágios de tratamento biológico anaeróbio; outras tecnologias também podem ser usadas tais como, adição de coagulantes, floculantes, auxiliares de filtragem, ou adição de culturas fúngicas ou bacterianas (HUBBE *et al.*, 2016).

O processo de lodos ativados apesar de comumente utilizado, gera lodo na proporção de 5 a 10% da pasta produzida, número que pode aumentar para 20 a 40% no caso do processo de reciclagem de papel (SCOTT e SMITH, 1995 *apud* MEYER e EDWARDS, 2014). O tratamento do lodo na indústria pode representar 50% do total dos custos do tratamento de efluentes (KANTARDJIEFF e JONES, 2000 *apud* MEYER e EDWARDS, 2014). Portanto, tratamentos alternativos que gerem menor quantidade de lodo, se fazem necessários.

Processos tais como a digestão anaeróbia tem se mostrado um processo estável para o tratamento de resíduos orgânicos e atraído a atenção nos últimos anos devido algumas vantagens, sendo elas: simplicidade do design; baixo custo de investimento e operação; não há necessidade de equipamentos sofisticados; apresenta aplicabilidade em grande e pequena escala; baixa produção de lodo, diminuindo da geração de resíduos sólidos e custos para disposição adequada dos mesmos; demanda pequenas áreas para sua instalação e operação; além da geração de biogás, composto principalmente por gás metano, que apresenta grande potencial de produção de energia. Porém, o tratamento anaeróbio pode não remover todas as substâncias orgânicas, apresentando remoção insatisfatória de nitrogênio e de fósforo, trazendo a necessidade de pós tratamento; as bactérias anaeróbias podem apresentar sensibilidade a matérias tóxicos; tem partida lenta e pode gerar odores (HUBBE *et al.*, 2016; KAMALI *et al.*, 2016; ASHRAFI, YERYSHALMI e HAGHIGHAT, 2015; CHERNICHARO *et al.*, 2010; HABETS e DRISSEN, 2007; BUZZINI, GIANOTTI e PIRES, 2005; ZANELLA, 1999; ZWAIN *et al.*, 2013).

Ainda se fazem necessárias algumas melhorias no tratamento anaeróbio visando à estabilidade do processo. Tanto no rendimento de coleta do gás metano e produção de energia, quanto na questão de problemas relacionados à inibição das bactérias afetando o desempenho do tratamento (KAMALI *et al.*, 2016).

As principais dificuldades para utilização do tratamento anaeróbio na indústria de papel são a variação das características do efluente; a dificuldade de digerir componentes exclusivos presentes na mesma, como material lignocelulósico, e a ocorrência de substâncias inibidoras do metabolismo anaeróbio, tais como ácidos resínicos, enxofre e compostos organoclorados (MEYER e EDWARDS, 2014). Além disso, poluentes não biodegradáveis e recalcitrantes, tais como compostos orgânicos halogenados e substâncias originadas no processo de branqueamento kraft, apresentam efeito tóxico. Desta forma, as condições ambientais e operacionais afetam diretamente a eficiência do processo anaeróbio (KAMALI *et al.*, 2016).

Pokhrel e Viraraghaven (2004) relatam que as principais substâncias que podem causar instabilidades no processo de tratamento dos efluentes da indústria papeleira, incluem ácidos resinosos e ácidos graxos, compostos sulfúricos, taninos, terpenos e organoclorados.

Buyukkamaci e Koken (2010) *apud* Meyer e Edwards (2014) apontam que os benefícios do tratamento anaeróbio de águas residuais podem ser melhores aproveitados quando combinado com pós-tratamento aeróbio.

Na maioria dos casos o tratamento anaeróbio não gera efluente com qualidade adequada para disposição em águas superficiais, portanto a combinação de processos biológicos (aeróbio/anaeróbio) tem sido utilizada, como alternativa para aumentar a eficiência de remoção da matéria orgânica no tratamento (ZWAIN *et al.*, 2013; BUYUKKAMACI e KOKEN, 2010 *apud* MEYER e EDWARDS, 2014). Quando se combina o tratamento anaeróbio com posterior tratamento aeróbio, possibilita-se o maior aproveitamento dos benefícios do tratamento anaeróbio (BUYUKKAMACI e KOKEN, 2010 *apud* MEYER e EDWARDS, 2014). O uso do tratamento combinado traz economia para indústria, além de impedir quantidade significativa de emissão de gases de efeito estufa (MEYER e EDWARDS, 2014). De acordo com Habets e Drissen (2006) *apud* Meyer e Edwards (2014) há redução de 25 kg de dióxido de carbono emitido por tonelada de pasta produzida (seca ao ar).

Uma diminuição global de dois terços da produção do lodo poderia acontecer se o tratamento anaeróbio precedesse o tratamento aeróbio de lodos ativados (HABETS e DRISSEN, 2006 *apud* MEYER e EDWARDS, 2014). Na indústria de papel e celulose, quando utiliza-se o tratamento aeróbio gera cerca de 0,4 a 1,0 tonelada de lodo por tonelada de DQO reduzida (HAGELQVIST, 2013b *apud* MEYER e EDWARDS, 2014), porém, a quantidade de lodo gerada pode ser reduzida à 0,02 toneladas quando o tratamento anaeróbio antecede o aeróbio (HABETS e de VEGT, 1991 *apud* MEYER e EDWARDS, 2014; NILSSON e STRAND, 1994 *apud* MEYER e EDWARDS, 2014).

Outra vantagem significativa quando se utiliza o tratamento combinado anaeróbio-aeróbio, é a redução do espaço necessário para cerca de 25 a 50% do espaço utilizado para o tratamento aeróbio (HABETS e DRISSEN, 2006 *apud* MEYER e EDWARDS, 2014).

Diante destas informações verifica-se que tanto efluente de papel e celulose quanto o efluente da fábrica de reciclagem de papel, são extremamente prejudiciais ao meio ambiente quando não recebem o devido tratamento e são lançados no ambiente, ocasionando danos a fauna, flora, aos recursos hídricos, ao ar e ao solo devido as suas características, tais como, elevada DBO, DQO, cor, turbidez e toxicidade.

Portanto, estudos sobre as características desse efluente e alternativas viáveis para seu tratamento se mostram necessários. Sendo de grande interesse o estudo

aprofundado no processo de tratamento biológico, devido às diversas vantagens apresentadas.

Ghoreishi e Haghghi (2007) estudaram a combinação do pré-tratamento químico, com a adição de NaBH_4 como agente redutor, seguido do tratamento biológico aeróbio com agitação contínua (continuous stirred batch reactor - CSBR) em escala piloto, para tratar o efluente de papel e celulose. Os autores obtiveram eficiência de remoção de 97,5% de cor, 95% de DQO e 98% de DBO, com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 1 dia no primeiro reator e 5 dias no segundo reator.

Tiku *et al.* (2010) isolaram bactérias a partir do lodo resultante do tratamento de efluente de papel e celulose por lodos ativados, com o objetivo de potencializar o tratamento do mesmo. Neste estudo verificaram que a combinação das bactérias *Pseudomonas aeruginosa* (DSM 03504), *Pseudomonas. aeruginosa* (DSMZ 03505) e *Bacillus megaterium* (MTCC 6544) apresentaram maior eficiência de remoção da DBO (35 mg L⁻¹ com TDH de 24 h) e DQO (76% com TDH de 10 h).

Mahmood-khan e Hall (2013) utilizaram biorreatores para tratar o efluente da fábrica de celulose, simulando o sistema de lodos ativados com capacidade de 4 L, inoculados com biomassa da indústria do referente estudo, e aeração de 5 a 6 mg L⁻¹ de oxigênio, pH ótimo de aproximadamente 6,7, e TDH de 11 h. Após a estabilidade do sistema ocorreu remoção de até 90% dos esteróis e a biodegradação chegou a 80%.

Lin *et al.* (2014) estudaram o tratamento do efluente de uma fábrica de celulose e papel kraft, utilizando um sistema sequencial anaeróbio-aeróbio de tanque agitado (continuous stirred tank reactor – CSTR) em escala piloto. O sistema constituiu-se de um digestor anaeróbio seguido pelo processo de lodos ativados de mistura completa. O tratamento anaeróbio teve eficiência de 50 a 65%, com razão de DBO/DQO de aproximadamente 0,12 mostrando a necessidade de um polimento. Os resultados indicaram que o sistema chegou a eficiência de remoção de até 70% de DQO.

2.6 Reator em batelada sequencial

O processo que tem mostrado ótimos resultados no tratamento de diversos efluentes, incluindo o efluente da produção ou reciclagem de papel é o uso de reatores em batelada sequencial (RBS) (FRANTA e WILDERER, 1997, CHUPHAL *et al.*, 2005; QIU *et al.*, 2006 *apud* EL-FADEL, 2012; ASHRAFI, YERUSHALMI e HAGHIGHAT, 2015). Seu funcionamento se assemelha ao processo de lodos ativados onde a biomassa fica em suspensão, e os processos de aeração e sedimentação são

realizados. Porém, há ciclos de operação definidos, onde cada etapa tem duração específica, permitindo que em um único tanque ou reator todas as etapas aconteçam sequencialmente (MACE e MATA-ALVAREZ, 2002; METSÄRINNE *et al.*, 2007; ROSSONI, 2007).

Segundo Mace e Mata-Alvarez (2002) o tratamento de efluentes em reator em batelada sequencial (RBS; *Sequencing Batch Reactor* - SBR:) apresenta menor custo quando comparado a outros tipos de tratamento biológico, a necessidade de manutenção é menor já que o processo requer apenas um equipamento, sendo de fácil operação e resistente a variações na carga orgânica, onde os problemas são facilmente identificados e corrigidos.

Os ciclos normalmente são divididos em cinco etapas, enchimento, reação, sedimentação, esvaziamento e repouso, descritos na Tabela 2.

Tabela 2 – Etapas do ciclo de operação no sistema de RBS

Etapa	Descrição
Enchimento ou Alimentação	<ul style="list-style-type: none"> - Adição do efluente e do substrato (inoculante) se necessário para a atividade microbiana. - O ciclo de enchimento pode ser controlado por válvulas e temporizadores, assim como pode ser feito manualmente. - A operação de enchimento pode ser dividida em três tipos: a. enchimento estático (sem mistura ou aeração); b. enchimento com mistura e c. enchimento com reação (com aeração). - O processo de enchimento pode ser alternado ao longo dos ciclos de operação do reator.
Reação	<ul style="list-style-type: none"> - Tem objetivo completar as reações iniciadas na etapa de enchimento. - O processo de reação pode ser alternado durante o ciclo assim como no processo de enchimento, onde pode haver a mistura, aeração ou ambos. - A etapa de reação às vezes não se faz necessária, dependendo da duração e quantidade de aeração que houve na etapa de enchimento.
Sedimentação ou clarificação	<ul style="list-style-type: none"> - Tem como objetivo a separação sólido-líquido, assim como acontece em um decantador secundário em uma ETE convencional. - Devido ao repouso do líquido em um tanque de batelada, sem interferência de entrada ou saída de líquido, muitas vezes a sedimentação em um sistema intermitente pode alcançar maior eficiência do que um decantador de fluxo contínuo.
Esvaziamento (retirada do sobrenadante)	<ul style="list-style-type: none"> - Etapa onde o efluente clarificado é retirado. - O processo pode ser realizado manualmente ou através de mecanismos tais como vertedores. - A biomassa restante (lodo), permanece em repouso até que um novo ciclo seja iniciado.
Repouso	<ul style="list-style-type: none"> - A etapa de repouso utilizada apenas em aplicações com vários tanques, onde o tempo de repouso depende do tempo que o tanque seguinte demora para completar seu ciclo. - O descarte de lodo (se necessário) ocorre nesta etapa.

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2001) e Rossini (2007).

Dubiski, Branion e Lo (2001) avaliaram o tratamento aeróbio do efluente da produção de celulose utilizando RBS em escala de laboratório. Com DQO variando de 5.980 a 8.990 mgO₂ L⁻¹, a eficiência de remoção foi de até 62%. Os autores também verificaram que maior parte da remoção da matéria orgânica ocorreu nas primeiras 16 h de aeração e que a sedimentação de 4 h aumentou a remoção de matéria orgânica em 21% quando comparada a sedimentação de 1 h.

Chen *et al.* (2012) isolaram e inocularam uma estirpe de *Gordonia sp.* (actinobactéria) no tratamento aeróbio do efluente de indústria de papel e celulose. O processo utilizado foi o RBS em escala de laboratório, com TDH de 9 h e 2 h de sedimentação, obtendo eficiência de remoção de DQO de até 87,8%.

2.7 Aditivos Biológicos

A baixa eficiência de remoção da carga orgânica é um dos desafios enfrentados atualmente pelas indústrias quando se trata do tratamento dos seus efluentes. Embora existam muitas tecnologias excelentes, a maioria possui alto custo de investimento e/ou de manutenção. Os tratamentos biológicos são os mais utilizados, e a adição de micro-organismos externos e/ou nutrientes são uma excelente opção para potencializar a eficiência de remoção da matéria orgânica.

A escolha do inóculo utilizado em cada tratamento, dependerá exclusivamente das características de cada processo e da composição do material a ser tratado. Faz-se necessário o estudo dos constituintes do efluente e dos micro-organismos que compõem o inóculo, mesmo que não seja um estudo aprofundado, ou seja, da identificação a nível de espécie microbiana.

Martin-Ryals *et al.* (2015) utilizaram inóculo celulolítico na fase ácida do processo de digestão anaeróbia, para tratar resíduo do processamento de milho doce, altamente celulósico. Obtiveram aumento de 56% na produção de metano em comparação com a hidrólise e acetogênese sem inoculação. Os resultados se mostraram promissores na melhoria da eficiência do processo de digestão anaeróbia e na geração de metano.

Moretti *et al.* (2011), Quitério (2013), Régo (2013) e Moretti (2013), utilizaram um composto produzido a partir da Compostagem Líquida Contínua – CLC® de esterco bovino como inóculo no tratamento biológico de efluentes agroindustriais. Segundo Tesseroli-Neto (2006), os produtos provenientes da fermentação da matéria orgânica por micro-organismos, possuem em sua composição grande diversidade de nutrientes

em concentrações variadas, que são diretamente dependentes das características da matéria-prima fermentada. A inoculação desses produtos em sistemas de tratamento biológico de efluentes torna-se uma alternativa, devida a rica e variada composição em nutrientes e micro-organismo (MORETTI, 2013).

Os animais ruminantes não têm a capacidade de digerir os alimentos ricos em fibras celulolíticas que ingerem, desenvolveram então uma relação de simbiose com bactérias, protozoários e fungos. Estes micro-organismos se desenvolvem no rúmen bovino, fornecendo um ambiente favorável ao seu crescimento e alimento. Por sua vez, os micro-organismos transformam substâncias tais como, celulose, lignina e outros compostos em ácidos orgânicos, aminoácidos e vitaminas que podem então ser absorvidas pelo animal (OLIVEIRA, ZANINE e SANTO, 2007).

Dentre os micro-organismos presentes no rúmen bovino destacam-se as bactérias que tem o potencial de degradar a celulose, hemicelulose, lignina, amido, dentre outros, são as bactérias fermentadoras de carboidratos estruturais, dentre as quais pode-se citar: *Fibrobacter succinogenes*, *Bacteroides succinogenes*, *Ruminococcus flavefaciens*, *Ruminococcus albus*, *Clostridium cellobioparum*, *Clostridium longisporum*, *Clostridium lochheadii*, *Eubacterium cellulosolvans* e *Cillobacterium cellulosolvans*. Os protozoários também têm papel fundamental no processo, pois mantem o equilíbrio da comunidade uma vez que se alimentam de bactérias (OLIVEIRA, ZANINE e SANTO, 2007). Segundo Shrestha *et al.* (2011), o material proveniente da compostagem do rumén bovino contém predominantemente bactérias, com uma proporção de 2:1 de bactérias para fungos.

Leite, Lopes e Prasad (2001), utilizaram rúmen bovino na inoculação do processo de bioestabilização anaeróbia em batelada de resíduos sólidos urbanos. Após 365 dias de monitoramento o reator com 15% de inóculo apresentou uma eficiência de remoção da DQO de 86%, enquanto foram observadas eficiências de 81, 73 e 71 % de remoção para os reatores com 0, 5 e 10% de inóculo respectivamente. Além disso uma relação de C/N mais equilibrada e a presença de maior massa de micro-organismos foi encontrada no reator com 15% de inoculação.

Moretti *et al.* (2011), também utilizaram rúmen bovino, porém neste caso previamente fermentado em meio líquido, na inoculação do tratamento aeróbio pelo sistema de lodos ativados no tratamento do efluente de abatedouro bovino. Resultando em uma redução da DBO de 79, 77, 84% para as taxas de aplicação de 1, 5 e 10% respectivamente.

Moretti (2013), avaliou a ação de um inóculo produzido a partir de rumén bovino fermentado por compostagem líquida contínua – CLC® no tratamento anaeróbio seguido de aeróbio de água residuária de suinocultura. Foram estudadas quatro porcentagens de inoculação (0, 1, 5 e 10%) sendo que para os reatores anaeróbios a remoção de matéria orgânica foi maior nos reatores com 5 e 10% de inoculação. Porém no sistema completo anaeróbio-aeróbio, notou-se que as maiores eficiências de remoção ocorreram nos reatores com as menores taxas de inoculação (0 e 1%).

Os estudos acima demonstraram que o uso de inoculantes, inclusive a base de rúmen bovino, apresentam potencial de otimizar a remoção da matéria orgânica no tratamento biológico de efluentes.

Portanto, visando melhorar o desempenho do tratamento aeróbio e anaeróbio em sistema de RBS no tratamento de efluente da indústria de reciclagem de papel, o presente trabalho buscou avaliar o efeito um aditivo biológico produzido a partir da Compostagem Líquida Contínua – CLC® de esterco bovino, denominado Componente E (CE), na estimulação da biota naturalmente existente por meio dos nutrientes presente no composto, além da adição de novos micro-organismos presentes no esterco bovino e o aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica do efluente em questão.

3 OBJETIVO

3.1 Objetivo geral

Avaliar a inoculação de reatores biológicos utilizando Componente E (CE) e sua capacidade em estimular a biodegradabilidade do efluente da reciclagem de papel (ERP).

3.2 Objetivos específicos

- Avaliar a capacidade do CE em estimular a biodegradação do ERP em reatores aeróbios em escala de bancada;
- Avaliar a capacidade do CE em estimular a biodegradação do ERP em reatores anaeróbios em escala de bancada;
- Comparar a eficiência da remoção da matéria orgânica dos tratamentos aeróbios e anaeróbios inoculados ou não mediante análise de DQO.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Efluente da reciclagem de papel (ERP)

O ERP foi obtido na indústria de papel reciclado Ramenzoni, localizada na cidade de Cordeirópolis - SP.

As amostras foram coletadas após a passarem pelos processos KROFTA® e SWIM®, tratamentos químicos que visam à floculação e a decantação da parte sólida com a adição de polímero e de ácido, respectivamente.

Coletou-se o ERP com o auxílio de balde de inox, sendo armazenado e transportado em recipientes de polietileno com capacidade de 10 L. Os tratamentos foram inicializados no mesmo dia da coleta, e parte do ERP ficou armazenado em temperatura ambiente na Universidade Estadual de Campinas/Faculdade de Tecnologia (UNICAMP/FT) campus I, Limeira/SP, devido a impossibilidade de resfriamento do volume coletado (aproximadamente 200 L/coleta), para posterior recarga do efluente nos reatores a cada 24 horas, após o término de cada ciclo de tratamento, garantindo assim o funcionamento do sistema e a manutenção da microbiota.

Após a utilização do efluente para o presente estudo, o ERP dos reatores foi descartado na indústria originária, e destinado conforme o procedimento padrão da indústria.

4.2 Inóculos utilizados

4.2.1 *Componente E*

Na inoculação dos reatores aeróbios e anaeróbios, utilizou-se o composto orgânico, denominado Componente E (CE). Além da diversidade microbiológica oriunda do esterco bovino fresco, o CE tem capacidade de melhorar o equilíbrio nutricional dos tratamentos biológicos por possuir minerais, carboidratos, proteínas, vitaminas e ácidos orgânicos (MEDEIROS, WANDERLEY e WANDERLEY, 2003; MEDEIROS e LOPES, 2006; BARBOSA e MEDEIROS, 2007). O CE é um composto produzido por processo de compostagem líquida, mediante a fermentação biológica, portanto, o mesmo apresenta variações de composição que não são passíveis de controle.

O CE foi fornecido semanalmente pela Microbiol Indústria e Comércio LTDA, localizada no município de Limeira - SP, sendo composto por 5% de produto orgânico

comercial (sólido-Microgeo®), 20% de estorno bovino e água. Este composto é um meio de cultura (probiótico) que alimenta os micro-organismos do rúmen bovino em processo denominado Compostagem Líquida Contínua (CLC®) (D'ANDREA, 2010).

A CLC® foi realizada com incidência de sol, em tanque com profundidade máxima de 1 metro, onde esterco bovino fresco é utilizado como inoculante de uma mistura de um composto orgânico, neste caso o sólido-Microgeo® e água (MORETTI, 2013). Não há uma fórmula padrão para a produção do CE, no caso do Microgeo, o preparo é feito nas seguintes proporções, 1 kg do composto orgânico, 4 kg de esterco fresco e 20 L de água (ou porção equivalentes). O CE foi agitado duas vezes por dia, estando pronto para uso após 15 dias do início da CLC® (MEDEIROS, WANDERLEY e WANDERLEY, 2003).

Inoculou-se o CE nos reatores aeróbios e anaeróbios tratando o ERP, seguindo os trabalhos anteriores de Leite, Lopes e Prasad (2001), Moretti *et al.* (2011), Moretti (2013) e Bon (2014). Utilizou-se 5% do CE (v/v), nos reatores, além do tratamento sem adição do mesmo. O CE foi adicionado aproximadamente a cada 6 dias, no dia em que eram realizadas as análises físico-químicas de monitoramento do reator após o término do tempo de ciclo de tratamento; sendo que a concentração testada foi escolhida baseada em testes preliminares objetivando-se volume de aplicação acessível economicamente.

4.2.2 Esterco Bovino

O esterco bovino, fornecido pela Microbiol Indústria e Comércio LTDA, é utilizado para a produção do CE e foi utilizado também na montagem inicial dos reatores aeróbios e anaeróbios (inoculados) com o intuito de potencializar a partida dos reatores.

4.2.3 Lodo

Com o intuito de potencializar a partida dos reatores aeróbios e anaeróbios, foi inoculado lodo na montagem inicial dos reatores, fornecido pela indústria de reciclagem de papel Ramenzoni. O lodo foi coletado antes de ser adensado devido problemas operacionais dentro da indústria.

4.3 Reatores

Os reatores foram confeccionados na FT em cloreto de polivinila (PVC) de 150 mm de diâmetro externo e 6 L de capacidade (Figura 4). Os sistemas de tratamento utilizados foram anaeróbios e aeróbios em sistema de batelada sequencial, sendo o lodo preservado nos reatores a cada batelada. A manutenção do lodo nos reatores foi possível, devido os mesmos possuírem válvulas em dois níveis, onde a válvula superior permitia a coleta do sobrenadante após sedimentação, e a válvula inferior possibilitava o descarte do efluente após o termino da batelada.

Figura 1 – Reatores anaeróbios e aeróbios de 6 L utilizados no tratamento do ERP



Fonte: Autor, 2016.

Com o intuito de potencializar a partida, adicionou-se CE, esterco bovino, lodo da indústria de reciclagem de papel Ramenzoni, apenas primeira batelada, nas demais os reatores recebiam, a cada aproximadamente 6 dias, apenas o CE. No mesmo dia em que eram realizadas as análises de monitoramento do reator após o tempo de ciclo do tratamento.

O fornecimento de ar foi realizado por meio de um compressor (modelo A420 da marca Big Air), e um difusor de ar em cada um dos reatores aeróbios que operavam simultaneamente. A aeração constante durante todo o tratamento possibilitou a mistura completa e a manutenção do OD nos reatores aeróbios.

4.4 Descrição dos experimentos

Para avaliação da configuração dos reatores, partida, inóculo e metodologia para o tratamento do ERP que apresentasse maior eficiência de remoção da matéria orgânica, foram realizados estudos preliminares e os resultados podem ser encontrados no Anexo 8.2. Então foi dada continuação do estudo utilizando reatores circulares de 6 L em

sistema de batelada sequencial, utilizando em sua partida esterco bovino e lodo da indústria de reciclagem de papel Ramenzoni, e CE na concentração de 5% (v/v). Os ciclos de tratamento tiveram tempo de ciclo de 24 h para o tratamento anaeróbio, e 8 h para o tratamento aeróbio, sendo 6 h de aeração e 2 h de sedimentação.

4.4.1 *Tratamentos anaeróbio e aeróbio*

Os reatores anaeróbios (R1 e R2) e aeróbios (R3 e R4), descritos na Tabela 3, funcionaram durante 137 dias, no regime de batelada sequencial; ou seja, o processo de preenchimento, reação, sedimentação e esvaziamento aconteciam a cada 24 h. Contudo, nos finais de semana esse processo não era realizado.

Dessas 137 bateladas, 17 análises físico-químicas da eficiência do tratamento foram realizadas, uma a cada 6 dias aproximadamente, a partir da partida dos reatores. À exceção, nos dias de análise, o reator aeróbio funcionava com 6 h de aeração e 2 h de retenção.

Tabela 3 - Descrição dos tratamentos anaeróbios e aeróbios realizados

		Tempo de ciclo (h)	Sedimentação (h)	Inoculação*
Anaeróbio	R1	24	-	Sim
	R2	24	-	Não
Aeróbio	R3	6	2	Sim
	R4	6	2	Não

Legenda: * adição de 450 g de esterco bovino + 450 mL de lodo Ramenzoni na partida do reator e posteriormente adição de 5% do volume total (300 mL) de CE a cada 6 dias aproximadamente.

A Tabela 4 expressa a descrição dos compostos utilizados na inoculação da partida dos reatores anaeróbios e aeróbios.

Tabela 4 – Descrição dos compostos inoculados na partida dos reatores

Reator	Inóculo
R1	450 g de esterco bovino + 450 mL de lodo Ramenzoni
R2	Sem inoculação
R3	450 g de esterco bovino + 450 mL de lodo Ramenzoni
R4	Sem inoculação

Legenda: R1: Reator anaeróbio inoculado; R2: Reator anaeróbio sem inoculação; R3: Reator aeróbio inoculado; R4: Reator aeróbio sem inoculação.

4.4.2 *Manutenção dos reatores*

Todos os reatores eram esvaziados em um volume de 5 L e preenchidos com efluente bruto de segunda a sexta-feira, em intervalo de aproximadamente 24 h. A troca dos efluentes era realizada manualmente e levava em média 20 minutos, sendo 10 minutos para esvaziamento e 10 minutos para preenchimento.

No momento da troca do efluente eram verificados os parâmetros Oxigênio Dissolvido (OD) e temperatura de todos os reatores. As pedras difusoras de ar colocadas nas mangueiras de aeração foram constantemente trocadas quando se percebia incrustações de biomassa e quando o OD apresentava-se inferior a $2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Devido a algumas leituras de temperatura muito baixas, e a influência da mesma no metabolismo dos micro-organismos, aquecedores foram adaptados aos reatores sempre que a temperatura se apresentava inferior a 25°C .

4.5 Parâmetros de avaliação dos experimentos

As análises laboratoriais para avaliação dos experimentos ocorreram no Laboratório Físico-Químico, nas dependências da FT, UNICAMP – Limeira/SP-campus I, no mesmo dia do término dos ciclos preparados com a inoculação do CE para posterior avaliação (a cada 6 dias aproximadamente).

O efluente dos reatores foi monitorado por meio dos parâmetros: pH, alcalinidade total, temperatura, condutividade, sólidos totais dissolvidos (STD), sólidos suspensos voláteis (SSV) e DQO. As metodologias utilizadas para realização dos experimentos estão apresentadas na Tabela 5 e foram realizadas de acordo com APHA (2012).

Tabela 5 – Parâmetros e Metodologias utilizadas no monitoramento dos reatores

Parâmetros	Metodologia
pH	4500-H ⁺ B
Alcalinidade Total	2320 B
Condutividade	2510 B
STD	2540 G
SSV	2540 E
DQO	5220 D

Legenda: STD: Sólidos Totais Dissolvidos; SSV: Sólidos Suspensos Voláteis; DQO: Demanda Química de Oxigênio.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Efluente da reciclagem de papel (ERP) e Componente E (CE)

Em cada um dos 17 ciclos analisados realizou-se a caracterização físico-química do ERP bruto, para acompanhamento de suas características iniciais. Os resultados obtidos na caracterização do mesmo estão expressos na Tabela 6.

Tabela 6 – Resultados obtidos na caracterização físico-química do ERP bruto nos 17 analisados no período de abril a setembro de 2016

Análise	Batelada	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Condutividade (µS cm ⁻¹)	STD (mg L ⁻¹)	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)
1	1	6,7	210	3192	1597	3837
2	6	6,1	150	2754	1380	3222
3	16	6,4	510	2410	1208	2924
4	20	6,3	300	1838	924	2276
5	31	7,1	320	1633	809	1543
6	41	6,3	340	1866	944	2483
7	51	6,5	400	1390	697	2454
8	61	6,2	460	1692	849	2648
9	66	6,9	370	1451	729	2446
10	71	7,0	380	1370	686	1944
11	76	6,5	563	1594	790	2418
12	81	6,4	320	1640	828	2136
13	86	5,9	320	1687	858	2277
14	95	6,5	320	1738	854	2349
15	105	6,4	471	1618	807	2386
16	115	7,8	844	1734	876	2585
17	125	6,9	582	1774	879	2442
Média		6,6	404	1846	924	2492
Valor Mínimo		5,9	150	1370	686	1543
Valor Máximo		7,8	844	3192	1597	3837

Legenda: STD: Sólidos totais dissolvidos; DQO: Demanda química de oxigênio.

É possível observar variação nos valores de todos parâmetros analisados. Esta variação nas características do efluente já era esperada, como visto nos estudos preliminares (Anexo 1) e observado por diversos trabalhos descritos na literatura. A Tabela 7 expressa os resultados obtidos no presente estudo e compara com resultados encontrados na literatura.

Tabela 7 – Análise comparativa da caracterização físico-química do ERP deste estudo e de outros encontrados na literatura

Autor	pH	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Condutividade (µS cm ⁻¹)	STD (mg L ⁻¹)
ERP em estudo	5,9 – 7,8	1543 – 3837	150 – 844	1370 – 3192	686 – 1597
Birjandi, Younesi e Bahramifar, 2014	6,3 – 7,6	3348 – 3765	a	a	a
Muhamad <i>et al.</i> , 2015	6,9 – 7,1	430 – 580	a	780 – 800	a
Rossoni <i>et al.</i> , 2013	3,7 – 7,0	2638 – 3492	a	2140 – 2660	39 – 89
Huang <i>et al.</i> , 2009	6,9 – 7,0	430 – 580	a		a
Osman <i>et al.</i> , 2013	6,6 – 7,6	1059 – 1245	a	780 – 800	a
Zwain <i>et al.</i> , 2013	6,2 – 7,8	3380 – 4930	300 – 385	a	1630 – 3025
Scal, 2010	6,3 – 7,6	389 – 3050	a	a	a
Hassan, Zaman e Dahlan, 2015	a	1000 – 4000	a	a	a
Vieira, 2009	3,7 – 7,1	5628 – 5936	a	2140 – 2660	39 – 89

Legenda: STD: Sólidos totais dissolvidos; DQO: Demanda química de oxigênio; a: ausência de resultados.

A característica do efluente da produção de papel reciclado é dependente dos materiais recebidos para reciclagem, uma vez que a matéria-prima não pode ser controlada, não mantendo um padrão e gerando efluentes com características distintas. A variação de alguns parâmetros tais como o pH, condutividade e DQO, influenciam diretamente na eficiência do tratamento e oscilações na carga orgânica dificultam a manutenção do processo biológico, influenciando na remoção eficiente da mesma.

Durante o estudo foram realizadas duas caracterizações físico-químicas do CE (duas amostragens), com objetivo de acompanhar suas características, os resultados obtidos podem ser observados na Tabela 8.

Tabela 8 – Resultados obtidos na caracterização físico-química do CE

CE	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Condutividade (μS cm ⁻¹)	STD (mg L ⁻¹)	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)
Amostra 1	6,6	38	162	76	617
Amostra 2	6,0	19	96	48	4583

Legenda: CE: Componente E; STD: Sólidos totais dissolvidos; DQO: Demanda química de oxigênio

O inóculo utilizado no presente trabalho é preparado a partir da fermentação biológica do esterco bovino em meio líquido. Portanto, variações na sua composição que não são passíveis de controle, são esperadas. Foram realizadas duas análises do CE com o intuito de avaliar suas características físico-químicas e os resultados apresentaram valores significativamente diferentes. Porém ao avaliar os resultados do estudo como um todo, foi possível observar que essa variação não interferiu na pesquisa e na eficiência do processo. Provavelmente, isso se deve ao fato de que o teor de inoculação utilizado foi baixo, de 5% (300 mL) em um reator de 6 L, não resultando em uma interferência.

Lazzaretti, Campos e Nogueira (2000), fala sobre a capacidade de absorver choques de carga orgânica devida à adição de aditivos biológicos. Isso pode ser observado tanto pela variação das características do ERP, quanto pela variação do próprio inóculo, que não interferiram na eficiência do processo de tratamento.

5.2 Resultados das 17 bateladas analisadas

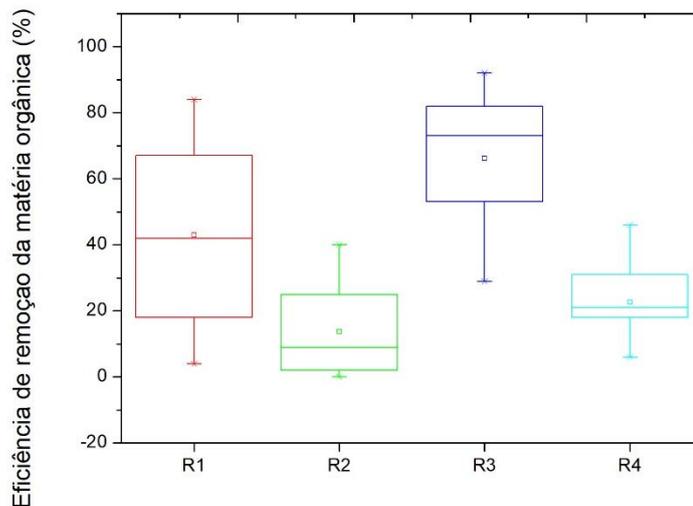
Os resultados das análises físico-químicas obtidas são provenientes dos 17 ciclos que foram analisados dentre as 137 bateladas que foram realizadas durante o estudo. Sendo estas realizadas a cada 6 dias aproximadamente, no mesmo dia em que era realizada a coleta do efluente bruto e a inoculação dos reatores que recebiam aditivo biológico. As análises foram realizadas com o intuito de monitorar a tratabilidade do efluente nos reatores aeróbios e anaeróbios, visando a remoção da carga orgânica, avaliada mediante análise da DQO.

5.2.1 Remoção da matéria orgânica

Para avaliação do conteúdo orgânico de águas residuais a análise da demanda química de oxigênio (DQO) é amplamente utilizada. Pois, seu ensaio é simples e rápido, e mensura o oxigênio necessário para oxidação da matéria orgânica presente na amostra por um oxidante forte (DALLAGO *et al.*, 2008; AQUINO, SILVA e CHERNICHARO, 2006 e SABESP, 1997).

A Figura 2, expressa os resultados da eficiência de remoção da matéria orgânica, avaliada pela DQO, em porcentagem, realizada ao longo do estudo nos 4 reatores avaliados.

Figura 2 – Diagrama de caixa da eficiência de remoção da matéria orgânica avaliada pela DQO encontradas nos reatores anaeróbio inoculado (R1), anaeróbio sem inoculação (R2), aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4)



O diagrama de caixa identifica onde estão localizados 50% dos valores mais prováveis, a mediana, os valores extremos e discrepantes dos quatro reatores estudados.

Observando a Figura 2, nota-se que ambos os processos de tratamento que foram inoculados com CE resultaram em maiores valores para a remoção da matéria orgânica. Alguns resultados encontrados para o R2 demonstraram que a DQO de saída estava maior que a DQO de entrada, acarretando em um resultado nulo de remoção de matéria orgânica. Possivelmente esses resultados estão associados a não inoculação do reator. A eficiência nos reatores R1 e R3 visualmente se mostraram maiores que a dos reatores R2 e R4.

Uma acentuação da remoção de matéria orgânica em todos os reatores foi observada ao longo do estudo, e possivelmente está associado a aclimatação da biomassa microbiana que foi abordada por Stephenson e Stephenson (1992), Herrero e Stuckey (2015) como sendo fator importante para o sucesso do tratamento biológico de efluentes. A oscilação dos resultados é esperada para tratamentos por processo biológico.

A recirculação é outro fator que auxilia na redução da inibição dos micro-organismos, resultando em melhor interação dos mesmos com a matéria orgânica e conseqüentemente o aumento da eficiência do tratamento (MOHAN *et al.*, 2007). No presente estudo, o lodo e parte do efluente foram mantidos a cada batelada, preservando-se a microbiota ativa e adaptada ao meio, melhorando o processo de degradação do efluente.

O estudo dos dados foi realizado a partir da Análise de Variância (ANOVA) (Anexo 2), seguido do teste de Tukey para identificação do tratamento mais eficiente para remoção da carga orgânica. O nível de significância para todos os testes foi de 1% de probabilidade de erro.

Para a análise de variância duas hipóteses foram formuladas:

- H0: As eficiências de remoção da DQO dos diferentes tratamentos são iguais entre si;
- H1: As eficiências de remoção de DQO dos diferentes tratamentos não são iguais entre si.

Com $\alpha = 0,01$, a hipótese nula (H0), é rejeitada, pois comparando o valor de F obtido no estudo (31,22924) com o F tabelado (4,13), pode-se chegar à conclusão de que ao menos um dos tratamentos teve maior influência na média da eficiência de remoção de DQO.

O valor de p confirma com o resultado obtido no valor de F, pois se encontra a baixo de 0,05 e 0,01 ($1,47793E-12 < 0,01$) indicando que a 1% de significância ao menos um dos tratamentos é diferente dos demais.

Tabela 9 – Média, desvio padrão e resultado do teste de Tukey da eficiência de remoção da matéria orgânica avaliada pela DQO nos reatores

Tratamentos	Média	Desvio Padrão	Tukey ($\alpha = 0,05$)	Tukey ($\alpha = 0,01$)
R1	45	$\pm 26,1$	A	A
R2	15	$\pm 12,8$	B	B
R3	65	$\pm 20,5$	C	C
R4	25	± 11	BD	BD

Legenda: Grupo de Tukey: Os tratamentos não diferem estatisticamente entre si quando acompanhados da mesma letra, pelo teste de Tukey.

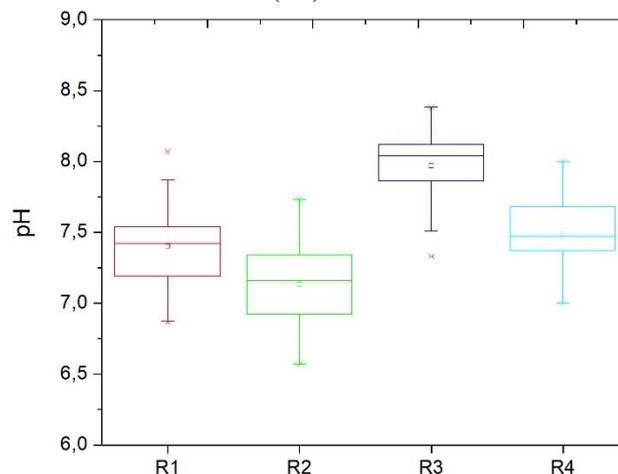
De acordo com o teste de Tukey com $\alpha = 0,05$ e $0,01$, há diferença estatística na eficiência de remoção da matéria orgânica nos reatores inoculados e não inoculados, em ambas as condições (aeróbio e anaeróbio) sugerindo que a inoculação do CE possivelmente aumentou a biodegradação da matéria orgânica nos reatores. O reator aeróbio inoculado e o reator anaeróbio inoculado também se mostraram diferentes entre si, mostrando que existe diferença estatística nos valores de eficiência de remoção da matéria orgânica entre os processos biológicos. Os únicos reatores que não mostraram diferença estatística entre si (com $\alpha = 0,05$ e $0,01$) foram os reatores não inoculados (R2 - anaeróbio e R4 - aeróbio).

Segundo as médias das eficiências de remoção de matéria orgânica avaliadas pela DQO apresentadas na Tabela 9, o reator que apresentou maior remoção de matéria orgânica foi o R3 (tratamento aeróbio inoculado com CE), com média de 65 e desvio padrão de 20,5, observação que pode ser reafirmada estatisticamente, pois os diferentes processos biológicos quando inoculados diferem entre si, indicando que possivelmente o sistema aeróbio é o que melhor remove a matéria orgânica e que a inoculação do reator possivelmente influenciou positivamente a eficiência da remoção do tratamento quando comparado ao reator não inoculado.

5.2.2 pH

A Figura 3 traz o diagrama de caixa dos valores de pH obtidos de cada reator analisado.

Figura 3 – Diagrama de caixa da variação dos valores de pH encontrados nos reatores anaeróbio inoculado (R1), anaeróbio sem inoculação (R2), aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4)



Visualmente pode-se observar que os valores de pH encontrados no R3 tenderam a ser maiores, assim como os valores encontrados no R2 tenderam a ser menores; não houve uma grande variação entre os valores encontrados no monitoramento de cada reator; os reatores inoculados (R1 e R3) apresentaram valores de pH maiores que os reatores não inoculados (R2 e R4).

Os valores de pH encontrados não precisaram ser ajustados antes do tratamento, devido ao fato de que para o tratamento biológico o pH ideal é aproximadamente 7.

Observou-se que os reatores R1 e R3 que apresentaram pH um pouco mais elevado, foram os reatores que apresentaram melhor desempenho, portanto possivelmente, o pH mais elevado nesses reatores influenciaram positivamente na biodegradação da matéria orgânica.

A digestão anaeróbia adequada requer pH estável na faixa $7 \pm 0,5$ (RAMJEAWON, 2001 *apud* QUADRO *et al.*, 2004), isso se deve ao fato de que as bactérias anaeróbias são facilmente inibidas pela mudança do pH. Para que o processo tenha resultados eficientes, muitas vezes se faz necessário o tamponamento do sistema com a adição de soluções tampão ou a recirculação do efluente (IMAI *et al.*, 2001 *apud* QUADRO *et al.*, 2004), entretanto no presente estudo, esta complementação não foi necessária.

Os resultados da análise estatística dos valores de pH encontram-se na Tabela 10.

Tabela 10 – Média, desvio padrão e resultado do teste de Tukey dos valores de pH encontrados nos reatores

Tratamentos	Média	Desvio Padrão	Tukey ($\alpha = 0,05$)	Tukey ($\alpha = 0,01$)
R1	7,4	$\pm 0,3$	A	AB
R2	7,1	$\pm 0,3$	B	B
R3	8	$\pm 0,3$	C	C
R4	7,5	$\pm 0,3$	AD	DA

Legenda: Tukey: Os tratamentos não diferem estatisticamente entre si quanto acompanhados da mesma letra.

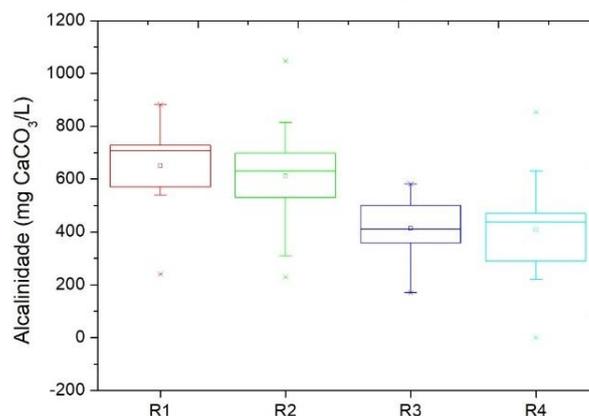
De acordo com a Tabela 10, com $\alpha = 0,05$ apenas os reatores R1 e R4 não diferiram estatisticamente entre si; com $\alpha = 0,01$ os reatores R1 e R4 novamente não diferiram entre si, porém os reatores R1 e R2 também não diferiram entre si. Esses resultados mostram que apesar de visualmente os valores de pH dos reatores inoculados serem maiores, apenas o R3 mostrou-se estatisticamente diferente dos demais.

De acordo com a CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), o pH deve estar entre 5 e 9 para o descarte em corpos d'água. Diante dos resultados obtidos nas análises pode-se concluir que o efluente poderia ser descartado, sem a necessidade de correção do mesmo.

5.2.3 Alcalinidade

O acompanhamento da alcalinidade é importante devido à interferência que a mesma pode causar no desempenho dos reatores. A Figura 4 traz o diagrama de caixa dos valores de alcalinidade encontrados nos quatro reatores estudados.

Figura 4 – Diagrama de caixa da variação dos valores de alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}^{-1}$) encontrados nos reatores anaeróbio inoculado (R1), anaeróbio sem inoculação (R2), aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4)



Observando a Figura 4 visualmente pode-se notar que o R1 e R2, reatores anaeróbios, apresentaram valores de alcalinidade mais elevados, assim como os reatores R3 e R4, reatores aeróbios, apresentaram valores mais baixos; os reatores R1 e R2 não diferiram muito entre si, assim como os reatores R3 e R4; e que os reatores inoculados (R1 e R3) apresentaram valores de alcalinidade mais elevados que os reatores não inoculados (R2 e R4) respectivamente.

Os resultados da análise estatística dos valores de alcalinidade encontram-se na Tabela 11.

Tabela 11 – Média, desvio padrão e resultado do teste de Tukey dos valores de alcalinidade (mg CaCO₃L⁻¹) encontrados nos reatores

Tratamentos	Média	Desvio Padrão	Tukey ($\alpha = 0,05$)	Tukey ($\alpha = 0,01$)
R1	651	± 172,1	A	A
R2	612	± 188,4	BA	BA
R3	414	± 177	C	C
R4	409	± 188	DC	DC

Legenda: Tukey: Os tratamentos não diferem estatisticamente entre si quanto acompanhados da mesma letra.

De acordo com a Tabela 11, com $\alpha = 0,05$ e com $\alpha = 0,01$ os pares R1 - R2 de reatores anaeróbios e R3 - R4 de reatores aeróbios não diferiram estatisticamente entre si, assim como os reatores anaeróbios se mostraram diferentes estatisticamente dos aeróbios.

Uma vez que a matéria orgânica se transforma em ácidos voláteis durante a o processo de digestão anaeróbia, elevadas concentrações de alcalinidade são desejáveis e favorecem o tratamento, já que os ácidos produzidos tendem a acidificar o meio (CHERNICHARO, 2007 *apud* MORETTI, 2013).

QUADRO *et al.* (2004) avaliou a interferência da alcalinidade em reatores UASB, e os resultados mostraram que a adição de alcalinidade, através da adição de NaHCO₃ e da recirculação do efluente, garantiu aumento na eficiência de remoção da DQO.

Segundo Lefebvre *et al.* (2006), o pH ótimo de funcionamento da digestão anaeróbia é neutro, variações de pH podem interferir principalmente na metanogênese inibindo as bactérias metanogênicas, resultando no aumento da concentração de ácidos acéticos e queda da alcalinidade e do pH.

O CE utilizado como inoculante nos reatores apresentou baixa alcalinidade, possivelmente não influenciando na alcalinidade nos reatores, conforme Tabela 11. Esse

resultado também foi observado por Moretti (2013), sendo que os todos os reatores, inoculados ou não, apresentaram valores de alcalinidade próximos.

5.2.4 Condutividade

A condutividade também é um dos fatores que pode interferir diretamente na eficiência do processo de tratabilidade de efluentes (DALLAGO *et al.*, 2014). É um parâmetro químico que vem sendo muito utilizado por identificar alterações na qualidade do efluente (LOMBARDI e FURLEY, 2015). Além disso, valores elevados de condutividade no efluente modificam o transporte de espécies químicas entre o meio e o interior da célula microbiana, alterando o metabolismo e causando efeitos inibitórios (DAN, VISVANATHAN e BASU, 2003).

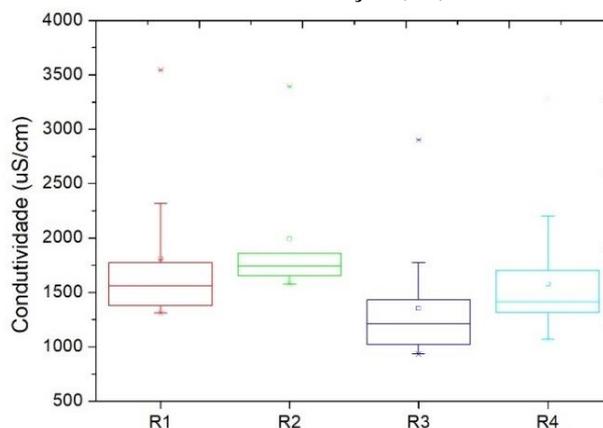
Sabe-se que elevados teores de sais no efluente reduzem a eficiência da digestão anaeróbia, e no processo aeróbio de lodos ativados, pode interferir na nitrificação e desnitrificação, resultando no aumento da turbidez e da perda de sólidos, devido a fraca sedimentação e influência negativa na população de protozoários; além de diminuir a remoção de carga orgânica (DALMACIJA *et al.*, 1996; DAN, VISVANATHAN e BASU, 2003)

Dan, Visvanathan e Basu (2003) observaram que quando os teores de sais aumentam, a remoção de DQO diminui devido a inibição dos micro-organismos, principalmente das bactérias aeróbias e anaeróbias, mesmo sendo realizada aclimatação das culturas. Relatam ainda que, quando concentração de sais diminui, a eficiência de remoção da carga orgânica aumenta; sendo assim, uma vez que o efeito inibitório cessa, o sistema bacteriano se recupera.

Lombardi e Furley (2015) mostraram que valores de condutividade acima de $1800 \mu\text{S cm}^{-1}$, interferem negativamente na biodiversidade dos micro-organismos e na formação dos flocos biológico em sistemas aeróbios, acarretando o arraste de lodo do sistema.

A Figura 5 traz o diagrama de caixa dos valores de condutividade encontrados nos quatro reatores estudados.

Figura 5 – Diagrama de caixa da variação dos valores de condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$) encontrados nos reatores anaeróbio inoculado (R1), anaeróbio sem inoculação (R2), aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4)



Observando a Figura 5 nota-se que os valores de condutividade durante o período do presente estudo, apresenta-se dentro da faixa citada por Lombardi e Furley (2015), portanto a formação de flocos e o crescimento da microbiota possivelmente não foram comprometidos. Porém, alguns picos de condutividade foram observados, não somente nos reatores (Figura 5) mas também na caracterização físico-química do efluente bruto (Tabela 6); os reatores apresentaram valores de condutividade semelhantes, sendo que o R3 apresentou em média valores menores, e o R2 apresentou em média valores maiores; os reatores inoculados (R1 e R3) apresentaram valores menores quando comparados aos reatores não inoculados (R2 e R4).

Paralelamente, a análise estatística dos resultados (Tabela 12) apresentou os seguintes resultados.

Tabela 12 – Média, desvio padrão e resultado do teste de Tukey dos valores de condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$) encontrados nos reatores

Tratamentos	Média	Desvio Padrão	Tukey ($\alpha = 0,05$)	Tukey ($\alpha = 0,01$)
R1	1814	± 682	AC	A
R2	1991	± 562	BA	A
R3	1355	± 504	CD	A
R4	1579	± 529	ABD	A

Legenda: Tukey: Os tratamentos não diferem estatisticamente entre si quanto acompanhados da mesma letra.

Com $\alpha = 0,05$, apenas os reatores R3 e R2 diferiram estatisticamente entre si; e com $\alpha = 0,01$ nenhum dos reatores difere estatisticamente entre si, mostrando que o processo biológico escolhido e a realização ou não da inoculação dos reatores, não interfere significativamente na condutividade dos reatores estatisticamente.

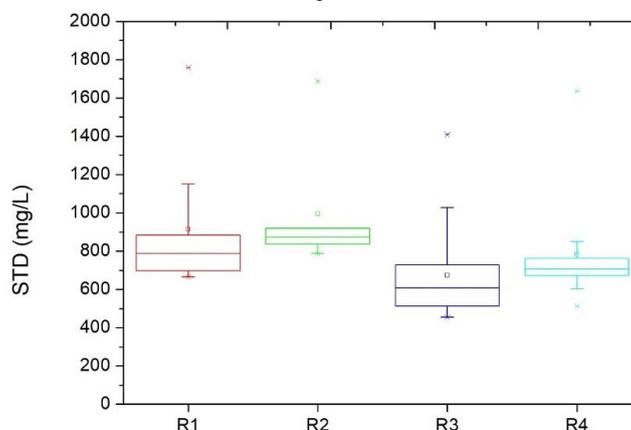
Sólidos totais dissolvidos estão diretamente relacionados com a condutividade, pois a mesma depende da presença de íons dissolvidos, que são partículas eletricamente carregadas, que indicam a quantidade de sais na amostra e à medida que STD são adicionados a água ou efluente a condutividade aumenta (NIRENBERG e FERREIRA, 2005; CETESB, 2009).

5.2.5 Sólidos Totais Dissolvidos

Os sólidos totais dissolvidos, do ponto de vista químico, estão relacionados a neutralidade ou alcalinidade do efluente e, do ponto de vista físico, são responsáveis pela formação da cor, principalmente devido a presença de materiais em estado coloidal orgânico e inorgânico (CETESB, 2009; VON SPERLING, 2005 *apud* NIRENBERG e FERREIRA, 2005).

A Figura 6 traz o diagrama de caixa dos valores de STD encontrados nos quatro reatores estudados.

Figura 6 – Diagrama de caixa da variação dos valores de STD (mg L^{-1}) encontrados nos reatores anaeróbio inoculado (R1), anaeróbio sem inoculação (R2), aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4)



Observou-se, no decorrer do estudo, uma atenuação dos valores de STD dos quatro reatores. Essa atenuação e possível equilíbrio são refletidos na Figura 6, onde a faixa de maior concentração dos resultados não teve grande amplitude.

O CONAMA 357/2005 define para descarte em corpos d'água classe 3 que o efluente de descarte não deve ultrapassar 500 mg L^{-1} de STD. No presente estudo, somente o reator R3 apresentou resultados que se aproximam dessa concentração, sendo o resultado mais satisfatório obtido entre os quatro reatores. Todos os reatores apresentaram pontos discrepantes de STD no decorrer do estudo.

Concomitantemente, a análise estatística dos resultados (Tabela 13) apresentou os seguintes resultados.

Tabela 13 – Média, desvio padrão e resultado do teste de Tukey dos valores de STD (mg L⁻¹) encontrados nos reatores

Tratamentos	Média	Desvio Padrão	Tukey ($\alpha = 0,05$)	Tukey ($\alpha = 0,01$)
R1	914	± 342	AC	AC
R2	996	± 279	AB	AB
R3	674	± 243	CD	CD
R4	782	± 268	ABD	ABD

Legenda: STD: Sólidos totais dissolvidos; Tukey: Os tratamentos não diferem estatisticamente entre si quanto acompanhados da mesma letra.

Com $\alpha = 0,05$ e com $\alpha = 0,01$, apenas os reatores R3 e R2 diferiram entre si, portanto e somente houve diferença estatística entre os reatores aeróbio inoculado e anaeróbio não inoculado, mostrando que o processo biológico escolhido e a realização ou não da inoculação dos reatores não interfere estatisticamente nos resultados de STD.

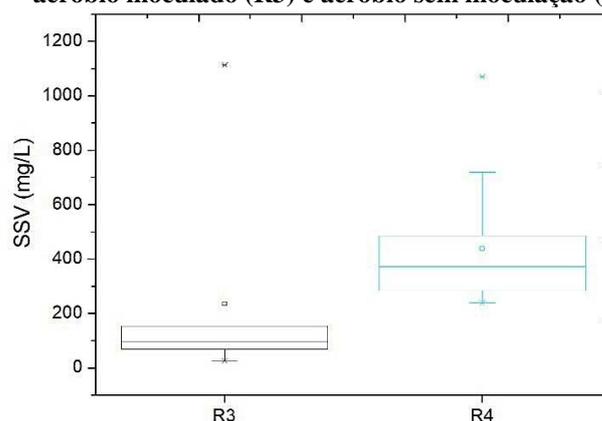
5.2.6 Sólidos Suspensos Voláteis

De acordo com Cetesb (2009), a concentração de sólidos voláteis pode ser relacionada a presença de compostos orgânicos na água. Na análise da série de sólidos realizada, a fração de SSV é utilizada para estudo da biomassa, representando a fração orgânica que pode ser volatilizada (VON SPERLING, 1996 *apud* BUENO, 2010).

Os SSV estão associados a presença de compostos orgânicos na água, mas não trazem informações sobre a natureza específica das moléculas orgânicas presentes. Apesar do processo de volatilização desses compostos ter uma faixa de referência entre 550-600°C, alguns compostos volatilizam a partir de 250°C, enquanto outros precisam de temperaturas superiores a 1000°C. A biomassa ativa pode ser estipulada pela concentração de sólidos voláteis, embora não represente exatamente concentração de micro-organismos presente no lodo dos reatores, fornece uma estimativa quando se considera que as células vivas são compostos orgânicos que estão formando o floco (CETESB, 2009).

A Figura 7 traz os valores de SSV em mg L⁻¹ encontrados nos quatro reatores analisados.

Figura 7 – Diagrama de caixa da variação dos valores de SSV (mg L^{-1}) encontrados nos reatores aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4)



Pode-se observar na Figura 7 que as caixas encontram-se em níveis diferentes, onde o R4 apresenta valores maiores que o dobro do R3, o que pode indicar que a concentração de compostos orgânicos no efluente foi variável. Porém, os valores obtidos na análise do R4 podem estar associados ao bulking do lodo, que ocorreu durante o estudo. O bulking é a proliferação excessiva de bactérias filamentosas, que dificultam a sedimentação do floco, acarretando na má formação do floco biológico e o intumescimento do lodo, sendo importante salientar que em alguns casos, tal como no processo de tratamento do efluente de papel e celulose, prevalecem bactérias filamentosas (VON SPERLING, 1997; ROSA e BAZZANELLA, 2013). Este fato pode ter contribuído para o arraste de lodo na coleta, e também dificultado a filtração, resultando em valores de SSV mais elevados no R4.

Paralelamente a análise estatística dos resultados (Tabela 14) apresentou os seguintes resultados.

Tabela 14 – Média, desvio padrão e resultado do teste de Tukey dos valores de SSV (mg L^{-1}) encontrados nos reatores

Tratamentos	Média	Desvio Padrão	Tukey ($\alpha = 0,05$)	Tukey ($\alpha = 0,01$)
R3	235	± 438	A	A
R4	315	± 213	B	A

Legenda: SSV: Sólidos suspensos voláteis; Tukey: Os tratamentos não diferem estatisticamente entre si quanto acompanhados da mesma letra.

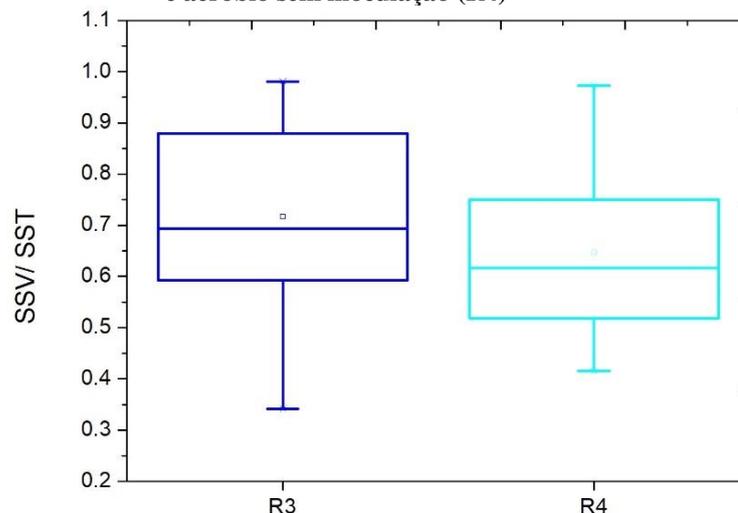
Segundo o teste de Tukey com $\alpha = 0,05$ os reatores aeróbios inoculados ou não, diferem entre si estatisticamente, porém, quando diminui-se a probabilidade de erro à $\alpha = 0,01$ os reatores não diferem estatisticamente entre si.

O monitoramento da biomassa pode ser feito mediante a determinação dos SSV e do SST, uma vez que podem ser relacionados a concentração próxima do lodo e micro-organismos, respectivamente, presentes no sistema (CORDI *et al.*, 2008).

A relação entre a quantidade de matéria orgânica (alimento) e micro-organismos (relação A/M) é refletida na relação SSV/SST, entre sólidos suspensos voláteis (quantidade de matéria orgânica) e sólidos suspensos totais (microrganismos), que é comumente utilizada para lodos ativados. A correlação entre elas possibilita estimar a fração da biomassa. Maiores remoções da fração orgânica, que são representadas pelos SSV, fazem com que a relação SSV/SST seja menor, e esse fenômeno pode ser observado em função de idades elevadas do lodo (VON SPERLING, 1997).

A Figura 8 traz o diagrama de caixas da relação SSV/SST dos reatores aeróbios R3 e R4.

Figura 8 – Diagrama de caixa da relação SSV/SST encontrados nos reatores aeróbio inoculado (R3) e aeróbio sem inoculação (R4)



A faixa de valor apresentado por Von Sperling (1997) situa-se entre 0,60 – 0,75. Na Figura 8, nota-se que cerca de metade dos valores obtidos encontrados na relação SSV/SST de ambos os reatores estão dentro da faixa esperada, porém a alguns pontos discrepantes. Também é possível observar que o R4 apresentou uma faixa de valores mais próxima da esperada. Porém, essa faixa de valores pode ter sofrido influência do bulking do reator. Os valores apresentaram oscilação, o que leva a hipótese de que a taxa de SSV que chega ao reator é variável; consequentemente, a DQO do efluente também apresenta variação, resultado também observado por Brito (2006).

Souza *et al.* (2010), avaliaram um reator em batelada sequencial (RBS) tratando uma mistura de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário pré-tratado. Verificaram

variação entre 0,46 – 0,51 na relação SSV/SST. Estudando a mesma relação, Asada (2007) avaliou o tratamento de esgoto doméstico em uma unidade piloto de lodo ativado com aeração prolongada e verificou variação entre 0,76 – 0,91, e uma relação média de 0,84. Quadro *et al.* (2004) avaliou o tratamento do efluente de suinocultura em reator UASB e verificou relação média de 0,65.

Paralelamente, a análise estatística dos resultados (Tabela 15) apresentou os seguintes resultados.

Tabela 15 – Média, desvio padrão e resultado do teste de Tukey dos valores da relação SSV/SST encontrados nos reatores

Tratamentos	Média	Desvio Padrão	Tukey ($\alpha = 0,05$)	Tukey ($\alpha = 0,01$)
R3	0,72	$\pm 0,65$	A	A
R4	0,20	$\pm 0,16$	B	A

Legenda: SSV: Sólidos suspensos voláteis; SST: Sólidos suspensos totais; Tukey: Os tratamentos não diferem estatisticamente entre si quanto acompanhados da mesma letra.

Segundo o teste de Tukey com $\alpha = 0,05$ os reatores aeróbios inoculados ou não, diferem entre si estatisticamente, porém, quando diminui-se a probabilidade de erro para $\alpha = 0,01$ os reatores não diferem estatisticamente entre si. Teoricamente, o uso do inóculo pode melhorar a relação A/M, pois o input de alimento aumenta. Estes resultados reforçam a ideia de que ocorreu o bulking do lodo no R4, que apesar de não inoculado, apresentou uma relação A/M mais acentuada. Essa acentuação pode ser relacionada ao intumescimento do lodo que, conseqüentemente, dificulta a filtração devido ao excesso de bactérias, trazendo resultados comprometidos e que prejudicam a análise da formação de uma real biomassa ativa.

6 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Analisando todos os resultados obtidos ao longo deste estudo pode-se concluir que:

- Existe grande variação nas características físico-químicas do ERP, e esta variação interfere na análise e interpretação dos resultados da eficiência de remoção da carga orgânica do efluente;
- O tratamento anaeróbio demanda atenção especial do seu início até a sua estabilização e após esse período se mostrou eficiente, sendo que apresentou melhores resultados de remoção de DQO quando inoculado com o aditivo biológico;
- Os tratamentos aeróbio e anaeróbio não inoculados, não apresentaram diferença estatística entre si na remoção da carga orgânica, demonstrando que ambos os tratamentos podem ser utilizados no tratamento do ERP, lembrando que cada processo possui suas vantagens e desvantagens e estas devem ser analisadas para cada caso;
- Ambos os tratamentos, aeróbio e anaeróbio, tiveram sua eficiência de remoção acentuada quando inoculados com o aditivo biológico, demonstrando que o inóculo pode ser utilizado com sucesso para ambos os organismos, aeróbios e anaeróbios;
- O aditivo biológico (CE) utilizado no presente estudo, de acordo com os resultados encontrados pode ser utilizado em sistemas de tratamento aeróbio e anaeróbio, pois apresentou resultados satisfatórios para ambos os processos biológicos.

Para trabalhos futuros, com a experiência adquirida durante a realização do estudo e com os resultados encontrados segue algumas sugestões:

- Automatizar a manutenção diária dos reatores, controlando o enchimento e esvaziamento dos mesmos, padronizando e agilizando o processo além de diminuir interferências externas ao tratamento;
- Realizar a padronização da carga de entrada do ERP, pois a variação da mesma pode ser a causa da dispersão da eficiência da remoção da carga orgânica. Essa

oscilação dificulta o entendimento da ação real do inóculo no tratamento aeróbio e anaeróbio do ERP;

- Realizar o estudo do tratamento anaeróbio seguido do aeróbio, visando somar as suas vantagens, porém realizando a inoculação de ambas as fases do tratamento, já que os resultados deste estudo demonstraram que o aditivo auxilia no aumento da remoção de carga orgânica de ambos os tratamentos;
- A realização do mesmo tratamento, porém com menor volume de inoculação do CE, visando a redução de custos;
- A realização do mesmo tratamento, porém sem a adição de lodo proveniente da indústria de reciclagem de papel e de esterco bovino, com o objetivo de observar a produção natural do lodo no tratamento do ERP apenas com a inoculação do CE;
- Propõem-se o estudo detalhado do funcionamento dos reatores anaeróbios, quanto a produção de metano e sua recuperação.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABTCP. Associação Brasileira Técnica de Celulose e Papel. **Guia ABTCP de Fornecedores & Fabricantes: Celulose e Papel 2015/2016**. Disponível em: <http://www.guiacomprasceluloseepapel.org.br/publicador/edicoes_impresas/8.pdf>.

Acesso em 20/04/2017.

ALVES, I.; SANTOS, E.; SILVA, J. Gerenciamento dos resíduos sólidos: estudo de caso de uma indústria de papel tissue em Campina Grande-PB. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal**, v. 9, n. 3, p. 051 - 061, 2012.

ANDRADE, G. C.; SILVA, H. D.; BELLOTE, A. F. J.; FERREIRA, C. A. Efeitos da adubação fosfatada e da aplicação de resíduo de celulose no crescimento de *Eucalyptus dunnii*. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, v. 47, p. 43-54, 2003.

ASADA, L. N. **Avaliação dos efeitos do recebimento do lodo de estação de tratamento de água em sistemas de tratamento de esgoto pelo processo de lodo ativado com aeração prolongada**. Dissertação de mestrado, Engenharia, Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, 2007.

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

APHA. **Standard Methods for the examination of Water and Wastewater**. 22th ed. American Public Health Association, Washington, 2012.

AQUINO, S. F.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO, C. A. L. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. **Eng. Sanit. Ambien**, v. 11, n.4, p.295-304, 2006.

BARBOSA, A.S.; MEDEIROS, M. B. Potencial de ação elictora dos biofertilizantes líquidos na indução de resistência sistêmica vegetal. **Revista Brasileira de Agroecologia**. V.2, n.2, p.1453-1457, 2007.

BALBINOT, J. A. A.; TORRES, A. N. L.; FONSECA, J. A.; TEXEIRA, J. R.; NESI, C. N. Alteração em características químicas de um solo ácido pela aplicação de calcário

e resíduos de reciclagem de papel. **Revista de Ciências Agroveterinárias, Lages**, v. 5, n. 1, p. 16-25, 2006b.

BALBINOT, J. A. A.; TORRES, A. N. L.; FONSECA, J. A.; TEXEIRA, J. R. Crescimento e teores de nutrientes em tecido de alface pela aplicação de calcário e resíduos de reciclagem de papel num solo ácido. **Revista de Ciências Agroveterinárias, Lages**, v. 5, n. 1, p. 9-15, 2006a.

BIRJANDI, N.; YOUNESI, H.; BAHRAMIFAR, N. Treatment of wastewater effluents from paper-recycling plants by coagulation process and optimization of treatment conditions with response surface methodology. **Applied Water Science**, v. 6, n. 4, p. 339-348, 2014.

BON, D. C. **Tratamento da vinhaça com adição de inoculante (biofertilizante)**. Trabalho de Conclusão de Curso, Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), 2014.

BRACELPA. Associação Brasileira de Celulose e Papel. **Dados do setor – Março de 2014**. Disponível em: <<http://bracelpa.org.br/bra2/sites/default/files/estatisticas/booklet.pdf>>. Acesso em 26 de agosto de 2015b.

BRACELPA. Associação Brasileira de Celulose e Papel. **Evolução da Produção Brasileira de Celulose**. Disponível em: <<http://bracelpa.org.br/bra2/?q=node/139>>. Acesso em 26 de agosto de 2015a.

BRACELPA. Associação Brasileira de Celulose e Papel. **História da reciclagem**. Disponível em: <<http://bracelpa.org.br/bra2/?q=node/174>>. Acesso em 02 de dezembro de 2015d.

BRACELPA. Associação Brasileira de Celulose e Papel. **Processo Industrial de Reciclagem**. Disponível em: <<http://bracelpa.org.br/bra2/?q=node/173>>. Acesso em 02 de dezembro de 2015f.

BRACELPA. Associação Brasileira de Celulose e Papel. **Reciclagem**. Disponível em: <<http://bracelpa.org.br/bra2/?q=node/171>>. Acesso em 02 de dezembro de 2015c.

BRACELPA. Associação Brasileira de Celulose e Papel. **Reciclagem de papel**. Disponível em: <<http://bracelpa.org.br/bra2/?q=node/172>>. Acesso em 02 de dezembro de 2015e.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução Conama n° 357, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em 15 de outubro de 2014.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução Conama n° 430, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em 15 de outubro de 2014.

BRITO, M. F. **Determinação das frações orgânicas de efluentes de reatores UASB**. Dissertação de Mestrado, Engenharia, Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, SP, 2006.

BUENO, R. F. Comparação entre biodigestores operados em escala piloto para produção de biogás alimentado com estrume bovino. **HOLOS Environment**, v. 10, n. 1, p. 111 - 125, 2010.

BUZZINI, A. P.; GIANOTTI, E. P.; PIRES, E. C. UASB performance for bleached and unbleached kraft pulp synthetic wastewater treatment. **Chemosphere**, v. 59, n. 1, p. 55-61, 2005.

CEPA. Canadian Environmental Protection Act. 1988. Disponível em: <<https://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=En&n=AA48DFFB-1>>. Acesso em 15 e novembro de 2016.

CEMPRE. Compromisso Empresarial Para Reciclagem. **A reciclagem de papel no Brasil**. Disponível em: < <http://cempre.org.br/cempre-informa/id/30/a-reciclagem-de-papel-no-brasil>>. Acesso em 09 de dezembro de 2015.

CEMPRE. Compromisso Empresarial Para Reciclagem. **Review**. 2013.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo: Apêndice A: Significado ambiental e sanitário**

das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Governo do estado de São Paulo, Secretaria do meio ambiental, 2009.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/32-Tipos-de-%C3%81guas>>. Acesso em: 13 de outubro de 2014.

CHEN, J.; ZHAN, P.; KOOPMAN, B.; FANG, G.; SHI, Y. Bioaugmentation with *Gordonia* strain JW8 in treatment of pulp and paper wastewater. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 14, n. 5, p. 899-904, 2012.

CHERNICHARO, C. A. L.; STUETZ, R. M.; SOUZA, C. L.; MELO, G. C. B. Alternativas para o controle de emissões odorantes em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico. **Eng Sanit Ambient**, v. 15, n. 3, p. 229-236, 2010.

CHUPHAL, Y.; KUMAR, V.; THAKUR, I. S. Biodegradation and decolorization of pulp and paper mill effluent by anaerobic and aerobic microorganisms in a sequential bioreactor. **Word Journal of Microbiology & Biotechnology**. V. 21, p.1439-1445, 2005.

CORDI, L.; ASSALIN, M. R.; DIEZ, M. C.; DURAN, N. Montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados para o tratamento de efluentes: Parâmetros físico-químicos e biológicos. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n. 1., p. 097-155, 2008.

COSTA, E. R. O.; RIZZI, N. E.; SILVA, H. D.; MAEDA, S.; LAVARONI, O. J. Alterações químicas do solo após aplicação de biossólidos de estação de tratamento de efluentes de fábrica de papel reciclado. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 39, n. 1, p.1-10, 2009.

CRE. Centro de Referência em Educação: Mario Covas. **Papel**. Disponível em: <<http://www.crmariocovas.sp.gov.br/>>. Acesso em: 20/04/2017.

DALLAGO, R. M.; LUCCIO, M. D.; GOLUNSKI, C.; BATISTELLA, L. Extração e recuperação de prata e mercúrio em efluentes gerados na determinação de DQO empregando métodos físico-químicos. **Nova Técnica**, v. 13, n. 2, 2008.

DALLAGO, R. M.; BENAZZI, T. L.; NASCIMENTO, M. S., MORES, R.; VENQUIATURO, L. D.; CENI, G. Eletrofloculação aplicada ao tratamento de

efluentes: efeito do eletrólito sobre a densidade de corrente. **Sociedade Brasileira de Química**, 37ª Reunião anual da Sociedade Brasileira de Química, 2014.

DALMACIJA, B.; KARLOVIC, E.; TAMAS, Z.; MISKIVIC, D. Purification of high-salinity wastewater by activated sludge process. **Water Research**, v. 30, n. 2, p. 295-298, 1996.

DAN, N. P.; VISVANATHAN, C.; BASU, B. Comparative evaluations of yeast and bacterial treatment of high salinity wastewater based on biokinetic coefficients. **Bioresource technology**, v. 87, p. 51-56, 2003.

D'ANDREA, P. A. Microbiol Indústria e Comércio LTDA. **Processo de compostagem líquida contínua – CLC e biofertilizante**. BR.n.PI0207342-0. Dez, 2010.

DOSHI, M. R.; DYER, J. M. Packaging, recycling and printing. **Paper Recycling Science and Technology**. V.2, p. 667-678, 2004.

DUBESKI, C. V; BRANION, R. M. R; LO, K. V. Biological treatment of pulp mill wastewater using sequencig batch reactors. **Journal of Environmental Science and health: Toxic/hazardous Substances and Environmental Engineering – Part A**. v. 36, n. 7, p. 1245-1255, 2001. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1081/ESE-100104875>>. Acesso em 02/12/2016.

EL-FADEL, M.; ABI-ESBER, L.; SALEM, N.; Chemical oxygen demand fractionation and kinetic parameters for sequencing batch reactors treating paper mill wastewater. **Environmental Engineering Science**, v. 29, n. 3, p. 161-173, 2012.

ELLIOTT, A.; MAHMOOD, T. Pretreatment technologies for advancing anaerobic digestion of pulp and paper biotreatment residues. **Water research**, v. 41, n. 19, p. 4273-4286, 2007.

FONSECA, J. A. V. M.; BARBOSA, M.; PINTO, N. O.; SALAN, R. S.; SOBRINHO, G. D.; BRITO, N. N.; REGANHAN-CONEGLIAN, C. M.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. **Tratamento de efluentes líquidos de indústria de papel e celulose**. III Fórum de Estudos Contáveis. Faculdades Integradas Claretianas, Rio claro, SP. 2003.

FRANTA, J. R.; WILDERER, P.A. Biological treatment of papermill waste- water by sequencing batch reactor technology to reduce residual organics. **Water Sci Technol**, v. 35, n. 1, p.129-136, 1997.

FURLEY, T. H. Identificação da causa da toxicidade de efluentes de fábricas de celulose e papel da América Latina. **O Papel**, v. 25, p. 34-42, 2009.

GHOREISHI, A. M.; HAGHIGHI, M. R. Chromophores removal in pulp and paper mill effluent via hydrogenation-biological batch reactos. **Chemical Engineering Journal**. V. 127, p. 59-70, 2007.

HABETS, L.; DRIESSEN, W. Anaerobic treatment of pulp and paper mill effluents— status quo and new developments. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 6, p. 223-230, 2007.

HASSAN, S. R.; ZAMAN, N. Q.; DAHLAN, I. Effect of organic loading rate on anaerobic digestion: Case study on recycled paper mill effluent using Modified Anaerobic Hybrid Baffled (MAHB) reactor. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 19, n. 5, p. 1271-1276, 2015.

HAYASAKA, E. Y.; NISHIDA, S. M. **A origem do papel**. Disponível em: <http://www2.ibb.unesp.br/Museu_Escola/Ensino_Fundamental/Origami/Documentos/indice_origami_papel.htm>. Acesso em 20/08/2015.

HERRERO, M.; STUCKEY, D. C. Bioaugmentation and its application in wastewater treatment: a review. **Chemosphere**, v. 140, p. 119-128, 2015.

HEWITT, L. M.; KOVACS, T. G.; DUBÉ, M. G.; MACLATCHY, D. L.; MARTEL, P. H.; MACMASTER, M. E.; PAICE, M. G.; PERROTI, J. L.; VAN DEN HEUVEL, M. R.; VAN DER KRAAK, G. J. Altered reproduction in fish exposed to pulp and paper mill effluents: roles of individual compounds and mill operating conditions. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 27, n. 3, p. 682-697, 2008.

HUANG, L.; CHENG, S.; REZAEI, F.; LOGAN, B. E. Reducing organic loads in wastewater effluents from paper recycling plants using microbial fuel cells. **Environmental technology**, v. 30, n. 5, p. 499-504, 2009.

HUBBE, M. A.; METTS, J. R.; HERMOSILLA, D.; BLANCO, M. A.; YERUSHALMI, L.; HAGHIGHAT, F.; LINDHOLM-LEHTO, P.; KHODAPORAST, Z.; KAMALI, M.; ELLIOT, A. Wastewater treatment and reclamation: A review of pulp and paper industry practices and opportunities. **BioResources**, v. 11, n. 3, p. 7953-8091, 2016

IBA. Indústria Brasileira de Árvores. **Reciclagem**. Disponível em: <<http://iba.org/pt/sustentabilidade/reciclagem>>. Acesso em 11 de setembro de 2016b.

IBA. Indústria Brasileira de Árvores. **Relatório anual Ibá 2016**. Disponível em: <http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2016_.pdf>. Acesso em 26/04/2016a.

KAMALI, M.; GAMEIRO, T.; COSTA, M. E. V.; CAPELA, I. Anaerobic digestion of pulp and paper mill wastes – An overview of the developments and improvement opportunities. **Chemical Engineering Journal**, v. 298, p. 162-182, 2016.

LAZZARETTI, E.; CAMPOS, A. F. D.; NOGUEIRA, J. C. B. **Efeito da adição de micro-organismos (bioaumento) em uma estação de tratamento de efluentes por lodo ativado em uma indústria de papel e celulose**. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 27. ABES, 2000.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; PRASAD, S. Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e ambiental**. v.5, n.1, p.119-123, 2001.

LEFEBVRE, O.; VASUDEVAN, N.; TORRIJOS, M.; THANASEKARAN, K.; MOLETTA, R. Anaerobic digestion of tannery soak liquor with aerobis post-treatment. **Water research**. v. 40, p. 1492-1500, 2006.

LIN, C.; ZHANG, P.; PONGPRUEKSA, P.; LIU, J.; EVERS, S. A.; HARF, P. Pilot-scale sequential anaerobic-aerobic biological treatment of waste streams from a paper mill. **Environmental Progress & Sustainable Energy**. V.33, n.2, 2014.

LOMBARDI, J. B.; FURLEY, T. H. Avaliação do efeito da condutividade no tratamento biológico de um efluente de fábrica de celulose. **O papel**, v. 76, n. 12, p. 91-96, 2015.

MACE, S.; MATA-ALVAREZ, J. Utilization of SBR technology for wastewater treatment: An Overview. **Industrial & engineering Chemistry Research**, v.41, n.23, p. 5539-5553, 2002.

MAHMOOD-KHAN, Z., HALL, E. R. Biological removal of phyto-sterols in pulp mill effluents. **Journal of Environmental Management**. V.131, p 407-414, 2013.

MARIA, M. A.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. Avaliação da toxicidade de efluentes de branqueamento de pasta celulósica pré e pós-degradação biológica. **Eng. Sanit. Ambiental**. V.19, n.4, p. 417-422, 2014.

MARTIN-RYALS, A.; SCHIDEMAN, L.; LI, P.; WILKINSON, H.; WAGNER, R. Improving anaerobic digestion of a cellulosic waste via routine bioaugmentation with cellulolytic microorganisms. **Bioresource technology**, v. 189, p. 62-70, 2015.

MEDEIROS, M. B.; LOPES, J. S. Biofertilizantes líquidos e sustentabilidade agrícola. **Bahia Agrícola**. V.7, n.3, p.24-26, 2006.

MEDEIROS, M. B.; WANDERLEY, P. A.; WANDERLEY, M. J. A. **Biofertilizantes líquidos. Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**. N.31, p. 38-44, 2003.

METSÄRINNE, S.; RONKAINEN, E.; TUHKANEN, T.; AKSELA, R.; SILLANPÄÄ, M. Biodegradation of novel amino acid derivatives suitable for complexing agents in pulp bleaching applications. **Science of the total environment**, v. 377, n. 1, p. 45-51, 2007.

MEYER, T.; EDWARDS, E. A. Anaerobic digestion of pulp and paper mill wastewater and sludge. **Water Research**. v.65, p. 321-349, 2014.

MIELI, J. C. A. **Sistemas de avaliação ambiental na indústria de celulose e papel**. Dissertação de Mestrado, Ciência Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2007.

MOHAN, S. V.; BABU, V. L.; BHASKAR, Y. V.; SARMA, P. N. Influence of recirculation on the performance of anaerobic sequencing batch biofilm reactor (AnSBBR) treating hypersaline composite chemical wastewater. **Bioresource technology**, v. 98, n. 7, p. 1373-1379, 2007.

MOHAN, S. V.; RAO, N. C.; PRASAD, K. K.; SARMA, P. N. Bioaugmentation of an anaerobic sequencing batch biofilm reactor (AnSBBR) with immobilized sulphate reducing bacteria (SRB) for the treatment of sulphate bearing chemical wastewater. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 8, p. 2849-2857, 2005.

MORETTI, E. R. *et al.* Otimização da biodegradação de efluente de abatedouro de bovinos mediante adição de biofertilizante. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26., 2011, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2011.

MORETTI, E. R. **Inóculo de rúmen bovino como coadjuvante no tratamento anaeróbio e aeróbio de água residuária de suinocultura.** Dissertação de Mestrado, Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), 2013.

MUHAMAD, M. H.; ABDULLAH, S. R. S.; HASAN, H. A.; RAHIM, R. A. A. Comparison of the efficiencies of attached-versus suspended-growth SBR systems in the treatment of recycled paper mill wastewater. **Journal of environmental management**, v. 163, p. 115-124, 2015.

NIRENBERG, L. P.; FERREIRA, O. M. Tratamento de águas residuárias de indústria de laticínios: eficiência e análise de modelos matemáticos do projeto da nestle. Universidade Católica de Goiás, Departamento de Engenharia, Engenharia Ambiental, Goiânia, GO, 2005.

OLIVEIRA, J. S.; ZANINE, A. M.; SANTOS, E. M. Diversidade microbiana no ecossistema ruminal. **REDVET, Revista Electrónica de Veterinaria**, v. 8, n. 6, 2007.

OSMAN, W. H. W.; ABDULLAH, S. R. S.; MOHAMAD A. B.; KADHUM, A. A. H.; RAHMAN, R. A. Simultaneous removal of AOX and COD from real recycled paper wastewater using GAC-SBBR. **Journal of environmental management**, v. 121, p. 80-86, 2013.

PENG, X.; BÖRNER, R. A.; NAGES, I. A.; LIU, J. Impact of bioaugmentation on biochemical methane potential for wheat straw with addition of *Clostridium cellulolyticum*. **Bioresource technology**, v. 152, p. 567-571, 2014.

POKHREL, D.; VIRARAGHAVAN, T. Treatment of pulp and paper mill wastewater – a review. **Science of the Total Environment**. V.333, p.37-58, 2004.

QUADRO, M.; PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R.; KOETZ, P. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluente de suinocultura. **R. Bras. Agrociência**, v. 10, n. 1, p. 103-100, 2004.

QUITÉRIO, G. M. **Avaliação do processo de biodegradação da vinhaça no solo mediante adição do biofertilizante**. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Limeira, SP, 2013.

RÊGO, A. P. J. **Avaliação da atividade microbiana em solo com o herbicida ametrina e adição de biofertilizante**. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Limeira, SP, 2013.

REZENDE, G. **Florestas Plantadas**. 2010. Disponível em: <<http://bracelpa.org.br/bra2/?q=node/134>>. Acesso em 26/08/2015.

RICCHINI, R. **Reciclagem industrial de papel**. 2016. Disponível em: <<http://www.setorreciclagem.com.br/reciclagem-de-papel/reciclagem-industrial-de-papel/>>. Acesso em 16 de novembro de 2016.

ROSA, S. A. S.; BAZZANELLA, A. Microbiologia dos lodos ativados. 2009. Publicado e disponível em: <<http://www.revistatae.com.br/6649-noticias>>. Acesso em 03/09/2017.

ROSSONI, H. A. V. **Uso de talco no controle do intumescimento filamentoso no tratamento de efluente de fábrica de papel reciclado**. Dissertação de Mestrado, Ciência Florestal, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, MG, 2007.

ROSSONI, H. A. V.; RESENDE, A. A. P.; MOUNTEER, A. H.; SOUSA, C. A.; SILVA, C. M.; GOMIDE, J. L.; AZAVEDO, M. A. Avaliação do uso de agente lastrante no controle do intumescimento filamentoso em sistema de lodos ativados utilizando efluentes de fábrica de papel reciclado. **Revista DAE**, v. 191, p. 60-72, 2013.

SABESP. Norma técnica SABESP NTS 004 – Demanda Química de oxigênio. São Paulo, maio. 1997.

SANTOS, A. C. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator operado em bateladas sequenciais**.

Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Microbiologia e Agropecuária, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Jaboticabal, SP, 2009.

SARAKINOS, H. C.; BERMINGHAM, N.; WHITE, P.; RASMUSSEN, J. B. Correspondence between whole effluent toxicity and the presence of priority substances in complex industrial effluents. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 19, n. 1, p. 63-71, 2000.

SCAL, M. L. W. **Estudos de tecnologias para tratamento de efluentes de produção de papel reciclado de uma gráfica de pequeno porte localizada no município do Rio de Janeiro**. Dissertação de Mestrado, Escola Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, RJ, 2010.

SHRESTHA, K.; SHRESTHA, P.; WALSH, K. B.; HARROWER, K. M.; MIDMORE, D. J. Microbial enhancement of compost extracts based on cattle rumen content compost – characterisation of a system. **Bioresource technology**, v. 102, n. 17, p. 8027-8034, 2011.

SINGER, C.; VAN DER GAST, C. J.; THOMPSON, I. P. Perspectives and vision for strain selection in bioaugmentation. **Trends in biotechnology**, v. 23, n. 2, p. 74-77, 2005.

SOUZA, A. A. R.; SOARES, A. F.; GOMES, L. P.; MONTEGGIA, L. O.; MIRANDA, L. A. S. Avaliação do desempenho de reator sequencial em batelada (RBS), tratando mistura de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário pré-tratado em lagoas de estabilização. VII Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, ABES, Porto Alegre, RS, 2010.

STEPHENSON, D.; STEPHENSON, T. Bioaugmentation for enhancing biological wastewater treatment. **Biotechnology advances**, v. 10, n. 4, p. 549-559, 1992.

TELES, R. **História**. 2010. Disponível em: <<http://bracelpa.org.br/bra2/?q=node/170>>. Acesso em 20/08/2015.

TESSEROLI-NETO, E. R. D. **Biofertilizantes: Caracterização Química, Qualidade Sanitária e Eficiência em Diferentes Concentrações na Cultura da Alfafa**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, PR, 2006.

TIKU, D. K.; KUMAR, A.; CHATURVEDI, R.; MAKHIJANI, S. D.; MANOHARAN, A.; KUMAR, R. Holistic bioremediation of pulp mill effluent using autochthonous bacteria. **International Biodeterioration & Biodegradation**. v.64, p173-183, 2010.

TSAPEKOS, P.; KOUGIAS, P. G.; VASILEIOU, S. A.; TREU, L.; CAMPANARO, S.; LYBERATS, G.; ANGELIDAKI, I. Bioaugmentation with hydrolytic microbes to improve the anaerobic biodegradability of lignocellulosic agricultural residues. **Bioresource Technology**, v. 234, p. 350-359, 2017.

VIEIRA, M. G. A. **Análise da secagem de polpa de celulose para a obtenção de papel reciclado tipo cartão**. Tese de Doutorado, Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP, 2006.

VIEIRA, M, N. **Caracterização de comunidades bacterianas mesófilas e termófilas em biorreatores a membrana durante o tratamento de efluentes de fábrica de papel reciclado**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, MG, 2009.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lodos Ativados**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1997, Vol 4. 415p.

VON SPERLING, M. Dimensionamento de lodos ativados por batelada utilizando os princípios da teoria do fluxo de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)**, v. 6, n. 3, p. 147-156, 2001.

WANG, X. SHEN, L.; YU, H.; WANG, D. Toxicity evaluation in a paper recycling mill effluent by coupling bioindicator of aging with the toxicity identification evaluation method in nematode *Caenorhabditis elegans*. **Journal of Environmental Sciences**, v. 20, n. 11, p. 1373-1380, 2008.

WANG, D.; WANG, Y.; SHEN, L. Confirmation of combinational effects of calcium with other metals in a paper recycling mill effluent on nematode lifespan with toxicity identification evaluation method. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 5, p. 731-737, 2010.

ZANELLA, L. **Partida de um reator compartimentado híbrido anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário**. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil,

Saneamento e Ambiente, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas, SP, 1999.

ZWAIN, H. M.; HASSAN, S. R.; ZAMAN, N. Q.; AZIZ, H. A.; DAHLAN, I. The start-up performance of modified anaerobic baffled reactor (MABR) for the treatment of recycled paper mill wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.1, p. 61-64, 2013.

8 ANEXOS

8.1 Adequação da metodologia para o tratamento do efluente da reciclagem de papel

8.1.1 Reatores anaeróbios-aeróbios

Com o intuito de otimizar o tratamento aeróbio e diminuir a geração de lodo no início do estudo, realizou-se o tratamento do ERP em reatores anaeróbios em sistema de batelada previamente ao tratamento aeróbio.

Realizou-se ensaios anaeróbios em reatores de polietileno, confeccionados na FT, com volume útil de 8 L (Figura 9) e dimensões 18x27 cm de lados e 22 cm de profundidade. Os reatores possuíam uma válvula, que possibilitava a coleta do efluente tratado para análise.

Figura 9 – Reatores anaeróbios utilizados no tratamento do ERP



Fonte: Autor, 2015.

Após passar pelo tratamento anaeróbio, o efluente seguia para os reatores aeróbios em sistema de batelada. Realizou-se ensaios aeróbios em reatores de polietileno, confeccionados na FT, com volume útil de 4 L (Figura 10) e dimensões 13x18 cm de lados e 22 cm de profundidade. Os reatores possuíam uma válvula que possibilitava a coleta do efluente tratado para análise. Realizou-se o tratamento em sistema de batelada, onde a cada ciclo anaeróbio-aeróbio os reatores eram desmontados e lavados.

O fornecimento de ar foi realizado por meio de um compressor (modelo A420 da marca Big Air), e um difusor de ar em cada um dos reatores aeróbios que operavam simultaneamente em paralelo. A aeração constante durante todo o ciclo do tratamento

possibilitou a mistura completa e a manutenção do oxigênio dissolvido (OD) nos reatores aeróbios.

Figura 10 – Reatores aeróbios de 4 L utilizados no tratamento do ERP



Fonte: Autor, 2015.

8.1.2 Reatores aeróbios

Diante dos resultados insatisfatórios obtidos nos primeiros tratamentos deste estudo, o tratamento anaeróbio foi descartado e somente o tratamento aeróbio continuou em andamento, com adaptações do sistema de operação dos reatores.

O sistema de tratamento utilizado passou a ser em reatores aeróbios em sistema de batelada sequencial, com preservação do lodo nos reatores. Realizou-se esta modificação com o intuito de preservar a microbiota e otimizar o tratamento assemelhando-se ao sistema de lodos ativados. Passou-se a utilizar os reatores anteriormente utilizados no tratamento anaeróbio pelo fato de serem maiores com capacidade de 8 L. Porém, devido ao fato dos reatores possuírem apenas uma válvula, tornou-se difícil a coleta do sobrenadante para análises e o descarte do efluente tratado com a preservação do lodo, sendo assim os reatores foram substituídos e o sistema de tratamento mantido.

Os reatores, foram confeccionados na FT a partir de tubos de cloreto de polivinila (PVC) de 150 mm de diâmetro externo e 6 L de capacidade (Figura 11). O sistema de tratamento utilizado continuou sendo aeróbio em sistema de batelada sequencial, onde o lodo era mantido nos reatores ao final de cada ciclo de tratamento. Os reatores possuíam válvulas em dois níveis, onde a válvula superior permitia a coleta do sobrenadante após sedimentação para posterior análise, e a válvula inferior possibilitava o descarte do efluente após o tratamento.

Figura 11 – Reatores aeróbios de 6 L utilizados no tratamento do ERP



Fonte: Autor, 2015.

Com o intuito de potencializar a partida dos novos reatores, adicionou-se esterco bovino, sólido-Microgeo® e CE no primeiro ciclo, nos demais adicionou-se somente o CE.

O fornecimento de ar foi realizado por meio de um compressor (modelo A420 da marca Big Air), e um difusor de ar em cada um dos reatores aeróbios que operavam simultaneamente. A aeração constante durante todo o ciclo do tratamento possibilitou a mistura completa e a manutenção do OD nos reatores aeróbios.

8.1.3 Descrição dos experimentos

Dentre todas as modificações realizadas no decorrer do estudo, realizou-se 9 bateladas, que serão descritos nos tópicos seguintes.

8.1.3.1 Tratamento anaeróbio-aeróbio

Realizou-se duas bateladas em reator anaeróbio seguidos de reator aeróbio, sem a manutenção do lodo, os reatores foram desmontados e lavados a cada ciclo. Os tratamentos anaeróbios e aeróbios foram realizados em reatores de 8 e 4 L respectivamente, descritos anteriormente. O CE foi adicionado apenas na fase aeróbia na concentração de 5% (200 mL) do volume total do reator. Utilizou-se dois conjuntos de reatores para cada tratamento, onde um foi inoculado na fase aeróbia e o outro não.

A primeira batelada foi realizada durante o período de 92 h, onde o tratamento anaeróbio teve tempo de ciclo de 48 h, em seguida o tratamento aeróbio teve tempo de ciclo de 42 h, seguido de 2 h de sedimentação. Após esse período o efluente tratado foi coletado para análises posteriores.

A segunda batelada foi realizada durante o período de 214 h, onde o tratamento anaeróbio teve TDH de 120 h, com posterior tratamento aeróbio com tempo de ciclo de 92 h, seguido de 2 h de sedimentação. Após esse período o efluente tratado foi coletado para realização das análises.

8.1.3.2 *Tratamentos aeróbios*

Realizou-se 3 bateladas de tratamento aeróbio em reatores de 8 L, descritos anteriormente, o lodo foi mantido nos reatores, que a cada ciclo recebiam efluente apenas o suficiente para completar o seu volume.

Os tratamentos foram realizados durante o período de 93,5 h, onde o tratamento aeróbio teve tempo de ciclo de 91,5 h de aeração seguido de 2 h de sedimentação.

Em cada experimento realizou-se o tratamento denominado controle, sem bioaumentação/estimulação, e o tratamento com bioaumentação/estimulação com adição de 5% do seu volume total (400 mL) de CE. Após esse período o efluente tratado foi coletado para análises posteriores.

Após a mudança dos reatores, devido aos problemas anteriormente descritos, realizou-se 4 bateladas em sistema aeróbio em reatores de 6 L. Os tratamentos foram realizados com duração total de 14 h, onde o tempo de ciclo foi de 12 h de aeração seguido de 2 h de sedimentação.

Realizou-se esses experimentos em 5 reatores aeróbios sendo um não inoculado, denominado controle, e outros quatro tratamentos onde foram adicionados diferentes inóculos de acordo com a Tabela 3.

Tabela 16 – Inóculos utilizados na partida dos reatores aeróbios

Reator	Inóculo
RA1	Sem adição de inóculo
RA2	300 g sólido-Microgeo® + 900 g de esterco bovino
RA3	300 mL de CE + 900 g de esterco bovino
RA4	300 mL de Componente E
RA5	300 mL de CE + 300 g sólido-Microgeo®

O protocolo apresentado na Tabela 16 ocorreu apenas na sexta batelada, os demais (sétimo, oitavo e nono) não receberam a adição do sólido-Microgeo® e esterco, já que o objetivo era potencializar a partida dos novos reatores, posteriormente nos demais experimentos, os reatores RA2, 3, 4 e 5 receberam apenas o CE e o RA1 seguiu sem adição do inóculo em todos os experimentos.

8.1.3.3 Manutenção dos reatores

Era retirado dos reatores um volume de 5 L (até o limite da torneira) e preenchidos com efluente bruto de segunda a sexta-feira, em intervalo de aproximadamente 24 h. A troca dos efluentes levava em média 20 minutos, sendo 10 minutos para descarga e 10 minutos para preenchimento dos reatores.

Antes da troca do efluente eram verificados os parâmetros Oxigênio Dissolvido (OD) e temperatura de todos os reatores, as pedras de aeração eram trocadas sempre que a OD se apresentava inferior a 2 mg L⁻¹.

8.1.3.4 Parâmetros de avaliação dos experimentos

As análises laboratoriais ocorreram no Laboratório de Análise Físico-química de Água e Efluentes, nas dependências da FT, UNICAMP – Limeira/SP- campus I, no mesmo dia do término dos tratamentos.

Os experimentos foram monitorados de acordo com as variáveis pH, alcalinidade total, turbidez, condutividade, sólidos totais dissolvidos (STD), sólidos suspensos voláteis (SSV), DQO, DBO, temperatura, nitrogênio amoniacal (N-NH₃) e fósforo total. As metodologias para medição dos parâmetros estão apresentadas na Tabela 17 e foram realizados de acordo com APHA (2012).

Tabela 17 – Parâmetros e metodologias utilizados

Parâmetros	Metodologias
pH	4500-H ⁺ B
Alcalinidade Total	2320 B
Condutividade	2510 B
STD	2540 G
N-NH ₃	4500-NH ₃ C
DBO	5210 B
DQO	5220 D
Fósforo Total	4500-P E
SSV	2540 E

Legenda: STD: Sólidos Totais Dissolvidos; N-NH₃: Nitrogênio Amoniacal; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio.

8.1.4 Resultados Preliminares

8.1.4.1 Efluente da reciclagem de papel (ERP)

Em cada uma das 9 bateladas realizou-se a caracterização físico-química do ERP bruto. Os resultados obtidos encontram-se na Tabela 18.

Tabela 18 – Resultados obtidos na caracterização físico-química do ERP bruto nas 9 coletas realizadas no período de maio a outubro 2015

Amostras	pH	Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Condutividade (μS cm ⁻¹)	STD (mg L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg NH ₃ L ⁻¹)	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	DBO (mg O ₂ L ⁻¹)	Fósforo Total (mg PO ₄ ⁻³ L ⁻¹)
1	6,7	1510	2540	1275	0,6	3320	1531	**
2	6,7	1170	2092	1045	*	2933	1617	1,0
3	6,8	850	2591	1333	0,8	3260	2084	0,6
4	6,6	960	2697	1395	0,6	4090	2322	**
5	6,6	925	2762	1410	0,8	3057	1740	**
6	6,9	670	2700	1374	0,6	3141	1506	**
7	6,1	390	1439	723,5	*	2470	3368	**
8	6,6	650	1598	797,5	0,8	2262	1543	**
9	6,0	750	2222	1133	*	3933	*	0,8
Média	6,6	875	2293	1165	0,7	3163	1964	0,8
Mínimo	6	390	1439	723,5	0,6	2262	1506	0,6
Máximo	6,9	1510	2762	1410	0,8	4090	3368	1,0

Legenda: STD: Sólidos Totais Dissolvidos; N-NH₃: Nitrogênio amoniacal; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; *não detectado pela metodologia utilizada; **análise não realizada por problemas na infraestrutura do laboratório.

Nota-se ampla faixa de variação nos valores da maioria dos parâmetros analisados. Esta variação nas características do efluente bruto, principalmente da DQO entre 2262 e 4090 mg L⁻¹ de O₂, como citado por vários autores, que também verificaram ampla variação do EPR em seus estudos, como Scal (2010), Hassan, Zaman e Dahlan (2015), Osman *et al.* (2013); Zwain *et al.* (2013) e Viera (2009), com valores de DQO variando entre 389 – 5936 mg L⁻¹.

8.1.4.2 Resultados obtidos na primeira batelada

Na primeira batelada realizou-se o tratamento anaeróbio seguido de aeróbio do ERP, em reatores de 8 e 4 L, com tempo de ciclo de 48 e 42 h respectivamente, e 2 h de sedimentação ao final da etapa aeróbia. Realizou-se a inoculação com 5% (v/v) de CE na etapa aeróbia do tratamento em um dos reatores. Os resultados e a eficiência podem ser observados nas Tabelas 6 e 7, respectivamente.

Tabela 19 – Resultados obtidos nas análises realizadas na primeira batelada do tratamento anaeróbio-aeróbio do ERP, com tempo de ciclo de 48 e 42 h respectivamente e 2 h de sedimentação após tratamento aeróbio

Amostras	pH	Alcalinidade Total (mg CaCO₃ L⁻¹)	Condutividade (μS cm⁻¹)	STD (mg L⁻¹)	N-NH₃ (mg NH₃ L⁻¹)	DQO (mg O₂ L⁻¹)	DBO (mg O₂ L⁻¹)
AN	6,0	1270	2620	1291	0,6	3270	1878
ANC	6,0	1290	2630	1299	0,6	3410	1452
AEI	7,3	1440	2570	1274	0,6	2400	1240
AEC	7,4	1530	2670	1330	0,6	2490	1074
EB	6,7	1510	2540	1275	0,6	3320	1531

Legenda: AN: Reator anaeróbio; ANC: Reator anaeróbio controle (sem inoculação); AEI: Reator aeróbio inoculado; AEC: Reator aeróbio controle (sem inoculação); EB: Amostra do ERP bruto; STD: Sólidos Totais Dissolvidos; N-NH₃: Nitrogênio amoniacal; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio.

Tabela 20 – Eficiência de remoção da DBO do ERP obtidas na primeira batelada

Etapa do tratamento	Eficiência de Remoção da DBO (%)
AN	-
ANC	5
AEI	34
AEC	26
TI	19
TC	30

Legenda: DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; AN: Reator anaeróbio; ANC: Reator anaeróbio controle (sem inoculação); AEI: Reator aeróbio inoculado; AEC: Reator aeróbio controle (sem inoculação); TB: Tratamento anaeróbio-aeróbio inoculado; TC: Tratamento anaeróbio-aeróbio controle (sem inoculação); - problema metodológico.

A eficiência de remoção de DBO encontrada no tratamento anaeróbio-aeróbio não foram satisfatórias, fato que pode ser atribuído a 3 fatores: 1) os micro-organismos foram inibidos pelas características físico-químicas do efluente; segundo Martin-Ryals *et al.* (2015), diversos materiais lignocelulósicos presentes limitam a digestão anaeróbia por serem recalcitrantes, e segundo Meyer e Edwards (2014), ácidos resínicos, enxofre e compostos organoclorados presentes no efluente inibem o metabolismo anaeróbio; além disso os micro-organismos podem ter sofrido inibição dos metabólitos gerados durante a digestão anaeróbia; 2) o tempo de ciclo segundo Martin-Ryals *et al.* (2015), materiais recalcitrantes demandam longo tempo de detenção hidráulica para serem degradados, podendo levar muitos dias e até meses para total biodegradação; 3) necessidade de inoculação do CE também os reatores anaeróbios, e não somente os aeróbios. Segundo Martin-Ryals *et al.* (2015), métodos para melhorar a eficiência do processo anaeróbio tem sido estudados, e a inoculação de aditivos biológicos tem mostrado resultados promissores. A inoculação de micro-organismos também foi verificada como eficiente por Mohan *et al.* (2005), Peng *et al.* (2014), Tsapekos *et al.* (2017).

Visando verificar a influência destes fatores, prosseguiu-se os estudos com alterações nas etapas seguintes.

Apesar do tratamento aeróbio não ter apresentado excelentes resultados (eficiência de remoção da carga orgânica de 34% no reator inoculado e de 26% no reator que não inoculado), o mesmo apresentou maior eficiência do que as etapas anaeróbias. Porém, quando se avalia o sistema anaeróbio-aeróbio como um todo, pode-se observar que o reator não inoculado apresentou eficiência de remoção maior do que o sistema que recebeu adição do inóculo, onde os valores encontrados foram 30 e 19% respectivamente.

Segundo Herrero e Stuckey (2015), nem sempre a adição de micro-organismos tem o sucesso esperado, devido ao fato de que muitas vezes ocorre a predação e/ou competição com a microbiota natural, os micro-organismos também então sujeitos a períodos de inanição, além de poderem apresentar sensibilidade a variação de pH, carga e baixas temperaturas. Como não foram observados o aumento de carga, a variação do pH e queda da temperatura, possivelmente o insucesso pode estar relacionado a predação e/ou competição com a microbiota natural.

Outro fator que deve ser levado em consideração é a falta de aclimatação, que segundo Stephenson e Stephenson (1992), Singer *et al.* (2005), Herrero e Stuckey

(2015), é de extrema importância para que os micro-organismos suportem condições ambientais desfavoráveis, permanecendo ativos e alcançando o desempenho esperado.

8.1.4.3 Resultados obtidos na segunda batelada

Com o objetivo melhorar a eficiência encontrada na primeira batelada, a segunda foi realizada mantendo-se o tratamento anaeróbio seguido de aeróbio, com tempo de ciclo de 120 e 92 h, respectivamente e 2 h de sedimentação no final da etapa aeróbia, com inoculação de 5% (v/v) de CE na etapa aeróbia.

Os resultados obtidos e a eficiência de remoção da matéria orgânica avaliada pela DBO podem ser observados nas Tabelas 21 e 22, respectivamente.

Tabela 21 – Resultados obtidos nas análises realizadas na segunda batelada do tratamento do ERP em reatores anaeróbios-aeróbios, com tempo de ciclo de 120 e 92 h respectivamente e 2 h de sedimentação após tratamento aeróbio

Amostras	pH	Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Condutividade (μS cm ⁻¹)	STD (mg L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg NH ₃ L ⁻¹)	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	DBO (mg O ₂ L ⁻¹)
AN	6,0	990	2195	1085	*	2657	1476
ANC	6,0	1000	2107	1092	*	2661	1568
AEI	7,5	1110	2247	1113	*	2342	1572
AEC	7,3	1130	2336	1153	*	2450	1731
EB	6,7	1170	2092	1045	*	2933	1672

Legenda: AN: Reator anaeróbio; ANC: Reator anaeróbio controle (sem inoculação); AEI: Reator aeróbio inoculado; AEC: Reator aeróbio controle (sem inoculação); EB: Amostra do ERP bruto; STD: Sólidos Totais Dissolvidos; N-NH₃: Nitrogênio amoniacal; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; * não detectado pela metodologia utilizada.

Tabela 22 – Eficiência de remoção da DBO do ERP obtidas na segunda batelada

Etapa do tratamento	Eficiência de Remoção de DBO (%)
AN	9
ANC	3
AEI	-
AEC	-
TI	3
TC	-

Legenda: DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; AN: Reator anaeróbio; ANC: Reator anaeróbio controle (sem inoculação); AEI: Reator aeróbio inoculado; AEC: Reator aeróbio controle (sem inoculação); TB: Tratamento anaeróbio-aeróbio inoculado; TC: Tratamento anaeróbio-aeróbio controle (sem inoculação); - problema metodológico.

As eficiências de remoção de DBO do tratamento anaeróbio-aeróbio novamente não foram satisfatórias. Mesmo com o aumento do tempo de ciclo a degradação anaeróbia não foi efetiva, portanto volta-se as duas outras hipóteses, a provável inibição dos micro-organismos pelas características físico-químicas do efluente, pela inibição devido a metabólitos gerados na digestão anaeróbia, ou a necessidade de inoculação da etapa anaeróbia.

Nota-se que o tratamento aeróbio com e sem a inoculação, que anteriormente havia atingido eficiência de 34 e 26% respectivamente, teve sua eficiência anulada.

Analisando os resultados obtidos decidiu-se alterar o tratamento, e retirar a etapa anaeróbia, mantendo apenas a aeróbia para melhor avaliar o tratamento biológico aeróbio e sua interação com o inóculo.

8.1.4.4 Resultados do tratamento aeróbio – Batelada 3, 4 e 5

Na terceira, quarta e quinta batelada realizou-se o tratamento aeróbio do ERP, com tempo de ciclo de 91,5 h de aeração, seguidos por 2 h de sedimentação com inoculação de 5% de CE no momento da montagem dos reatores aeróbios. Os resultados obtidos e as eficiências de remoção avaliadas pela DBO da terceira, quarta e quinta batelada podem ser observados nas Tabelas 23, 24, 25 e 26.

Tabela 23 – Resultados obtidos nas análises realizadas na terceira batelada do tratamento do ERP em reatores aeróbios com tempo de ciclo 91,5 h e 2 h de sedimentação

Amostras	pH	Alcalinidade Total (mg CaCO₃ L⁻¹)	Condutividade (μS cm⁻¹)	STD (mg L⁻¹)	N-NH₃ (mg NH₃ L⁻¹)	DQO (mg O₂ L⁻¹)	DBO (mg O₂ L⁻¹)
AEI	8,1	720	2536	1281	*	2740	1623
AEC	8,1	720	2631	1319	*	2922	1648
EB	6,8	850	2591	1333	0,8	3260	2084

Legenda: AEI: Reator aeróbio inoculado; AEC: Reator aeróbio controle (sem inoculação); EB: Amostra do ERP bruto; STD: Sólidos Totais Dissolvidos; N-NH₃: Nitrogênio amoniacal; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; * não detectado pela metodologia utilizada.

Tabela 24 – Resultados obtidos nas análises realizadas na quarta batelada do tratamento do ERP em reatores aeróbios com tempo de ciclo de 91,5 h e 2 h de sedimentação

Amostras	pH	Alcalinidade Total (mg CaCO₃ L⁻¹)	Condutividade (μS cm⁻¹)	STD (mg L⁻¹)	N-NH₃ (mg NH₃ L⁻¹)	DQO (mg O₂ L⁻¹)	DBO (mg O₂ L⁻¹)
AEI	8,1	870	2568	1328	*	3302	1618
AEC	8,0	880	2387	1290	*	3291	1423
EB	6,6	960	2697	1395	0,6	4090	2322

Legenda: AEI: Reator aeróbio inoculado; AEC: Reator aeróbio controle (sem inoculação); EB: Amostra do ERP bruto; STD: Sólidos Totais Dissolvidos; N-NH₃: Nitrogênio amoniacal; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; * não detectado pela metodologia utilizada.

Tabela 25 – Resultados obtidos nas análises realizadas na quinta batelada do tratamento do EPR em reatores aeróbios com tempo de ciclo de 91,5 h e 2 h de sedimentação

Amostras	pH	Alcalinidade Total (mg CaCO₃ L⁻¹)	Condutividade (µS cm⁻¹)	STD (mg L⁻¹)	N-NH₃ (mg NH₃ L⁻¹)	DQO (mg O₂ L⁻¹)	DBO (mg O₂ L⁻¹)
AEI	7,7	780	2592	1302	*	2744	1425
AEC	7,8	590	2387	1190	*	2686	1009
EB	6,6	925	2762	1410	0,8	3057	1740

Legenda: AEI: Reator aeróbio inoculado; AEC: Reator aeróbio controle (sem inoculação); EB: Amostra do ERP bruto; STD: Sólidos Totais Dissolvidos; N-NH₃: Nitrogênio amoniacal; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; * não detectado pela metodologia utilizada.

Tabela 26 – Eficiência de remoção da DBO do ERP obtidas na terceira, quarta e quinta batelada

Reator aeróbio	Eficiência de remoção de DBO (%)		
	Batelada		
	3^a	4^a	5^a
AEI	22	30	18
AEC	21	39	42

Legenda: DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; AEI: Reator aeróbio inoculado; AEC: Reator aeróbio controle (sem inoculação).

Nota-se que a eficiência de remoção da DBO para o tratamento aeróbio com e sem inoculação, tiveram média de 23 e 34% respectivamente, que ainda assim, não foram satisfatórias.

Alguns problemas como a dimensão dos reatores podem ter afetado o tratamento, pode-se considerar o fato de os reatores possuírem apenas uma válvula, e assim a coleta das amostras para análise estar sofrendo interferência do lodo que possivelmente era coletado junto com o efluente. Portanto, novos reatores foram providenciados, com dimensões menores e circulares, para nova sequência de experimentos de tratamento aeróbio.

8.1.4.5 Resultados do tratamento aeróbio da sexta, sétima, oitava e nona batelada

Na sexta, sétima, oitava e nona bateladas foram realizados o tratamento aeróbio do ERP, em reatores com 6 L de capacidade, com tempo de ciclo de 12 h seguidos de 2 h de sedimentação. No início da sexta batelada os reatores aeróbios (RA2, RA3, RA4 e RA5) foram inoculados com Sólido-Microgeo® + Esterco bovino, Componente E + Esterco bovino, Componente E e Componente E + Sólido-Microgeo®, respectivamente, com o objetivo de potencializar a partida dos mesmos, trazendo carga orgânica, nutrientes e micro-organismos para o tratamento. Nas próximas bateladas (sétima, oitava e nona) os reatores foram inoculados com 5% de CE no início do experimento. O RA1, denominado reator controle, não recebeu inoculação em momento algum, recebendo apenas o ERP.

Os resultados obtidos e as eficiências do sexto, sétimo, oitavo e nono experimentos avaliadas pela remoção da DBO, podem ser observados nas Tabelas 27 a 32. Vale ressaltar que os resultados da sexta, sétima e oitava bateladas foram avaliados pela eficiência de remoção da DBO, e para a nona batelada avaliou-se a eficiência de remoção pelos resultados da DQO, devido a problemas metodológicos ocorridos na análise da DBO.

Tabela 27 – Resultados obtidos nas análises realizadas na sexta batelada do tratamento do ERP em reatores aeróbios com tempo de ciclo de 12 h e 2 h de sedimentação

Amostras	pH	Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Condutividade (μS cm ⁻¹)	STD (mg L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg NH ₃ L ⁻¹)	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	DBO (mg O ₂ L ⁻¹)
RA1	7,3	740	2883	1398	*	2525	1307
RA2	6,2	650	3472	1719	*	4540	1916
RA3	8,1	750	2739	1347	0,6	2220	109
RA4	7,7	720	2719	1398	*	2342	1204
RA5	5,5	140	2356	1141	*	3092	1446
EB	7,0	670	2700	1374	0,6	3141	1506

Legenda: RA1: Reator aeróbio sem inoculação; RA2: Reator aeróbio inoculado com 300g de sólido-Microgeo® e 900 g de esterco bovino em sua partida; RA3: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE e 900 g de esterco bovino em sua partida; RA4: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE em sua partida; RA5: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE e 300 g sólido-Microgeo® em sua partida; EB: Amostra ERP bruto; STD: Sólidos Totais Dissolvidos; N-NH₃: Nitrogênio amoniacal; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; * não detectado pela metodologia utilizada.

Tabela 28 – Resultados obtidos nas análises realizadas na sétima batelada do tratamento do ERP em reatores aeróbios com tempo de ciclo de 12 h e 2 h de sedimentação

Amostras	pH	Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Condutividade (μS cm ⁻¹)	STD (mg L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg NH ₃ L ⁻¹)	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	DBO (mg O ₂ L ⁻¹)
RA1	6,6	950	1955	965	*	2848	1331
RA2	7,1	790	1954	957	*	3284	1423
RA3	8,5	680	1483	752	*	859	93
RA4	7,7	610	1576	79	*	2323	1188
RA5	7,4	690	1429	728	*	2463	3302
EB	6,1	390	1439	724	*	2470	3368

Legenda: RA1: Reator aeróbio sem inoculação; RA2: Reator aeróbio inoculado com 300g de sólido-Microgeo® e 900 g de esterco bovino em sua partida; RA3: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE e 900 g de esterco bovino em sua partida; RA4: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE em sua partida; RA5: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE e 300 g sólido-Microgeo® em sua partida; EB: Amostra ERP bruto; STD: Sólidos Totais Dissolvidos; N-NH₃: Nitrogênio amoniacal; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; * não detectado pela metodologia utilizada.

Tabela 29 – Resultados obtidos nas análises realizadas na oitava batelada do tratamento do ERP em reatores aeróbios com tempo de ciclo de 12 h e 2 h de sedimentação

Amostras	pH	Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Condutividade (μS cm ⁻¹)	STD (mg L ⁻¹)	N-NH ₃ (mg NH ₃ L ⁻¹)	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	DBO (mg O ₂ L ⁻¹)
RA1	7,0	990	1663	900	*	2195	1159
RA2	7,3	850	1662	818	3,0	2506	1225
RA3	8,2	390	1164	583	*	583	71
RA4	7,9	540	1385	678	*	1447	567
RA5	5,8	480	1255	636	*	1717	566
EB	6,6	650	1598	798	0,8	2024	1543

Legenda: RA1: Reator aeróbio sem inoculação; RA2: Reator aeróbio inoculado com 300g de sólido-Microgeo® e 900 g de esterco bovino em sua partida; RA3: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE e 900 g de esterco bovino em sua partida; RA4: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE em sua partida; RA5: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE e 300 g sólido-Microgeo® em sua partida; EB: Amostra ERP bruto; STD: Sólidos Totais Dissolvidos; N-NH₃: Nitrogênio amoniacal; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; * não detectado pela metodologia utilizada.

Tabela 30 – Eficiência de remoção da DBO do ERP obtidas na sexta, sétima e oitava batelada

Reator aeróbio	Eficiência de remoção da DBO (%)		
	6	7	8
RA1	13	60	25
RA2	-	58	21
RA3	88	97	95
RA4	20	65	63
RA5	4	2	63

Legenda: DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; RA1: Reator aeróbio sem inoculação; RA2: Reator aeróbio inoculado com 300g de sólido-Microgeo® e 900 g de esterco bovino em sua partida; RA3: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE e 900 g de esterco bovino em sua partida; RA4: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE em sua partida; RA5: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE e 300 g sólido-Microgeo® em sua partida; - problema metodológico.

Tabela 31 – Resultados obtidos nas análises realizadas na nona batelada do tratamento do ERP em reatores aeróbios com tempo de ciclo de 12 h e 2 h de sedimentação

Amostras	pH	Alcalinidade Total (mg CaCO₃ L⁻¹)	Condutividade (μS cm⁻¹)	STD (mg L⁻¹)	N-NH₃ (mg NH₃ L⁻¹)	DQO (mg O₂ L⁻¹)
RA1	8,0	840	1684	864	2,0	2367
RA2	7,0	1040	1832	898	8,7	1474
RA3	7,5	570	1279	652	*	1058
RA4	4,8	510	1307	660	*	1711
RA5	7,7	420	1207	612	*	2024
EB	6,0	750	2222	1133	*	3933

Legenda: RA1: Reator aeróbio sem inoculação; RA2: Reator aeróbio inoculado com 300g de sólido-Microgeo® e 900 g de esterco bovino em sua partida; RA3: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE e 900 g de esterco bovino em sua partida; RA4: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE em sua partida; RA5: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE e 300 g sólido-Microgeo® em sua partida; EB: Amostra ERP bruto; STD: Sólidos Totais Dissolvidos; N-NH₃: Nitrogênio amoniacal; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; * não detectado pela metodologia utilizada.

Tabela 32 – Eficiência de remoção da DQO do ERP obtidas na nona batelada

Reator aeróbio	Eficiência de remoção da DQO (%)
RA1	40
RA2	37
RA3	73
RA4	57
RA5	49

Legenda: DQO: Demanda Química de Oxigênio; RA1: Reator aeróbio sem inoculação; RA2: Reator aeróbio inoculado com 300g de sólido-Microgeo® e 900 g de esterco bovino em sua partida; RA3: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE e 900 g de esterco bovino em sua partida; RA4: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE em sua partida; RA5: Reator aeróbio inoculado com 300 mL de CE e 300 g sólido-Microgeo® em sua partida.

Nota-se que após as adequações realizadas no tratamento do ERP, os resultados foram promissores, todos os reatores foram avaliados pela eficiência de remoção da DBO, apresentando no RA1 (tratamento sem bioaugmentação) eficiência entre 13 - 60%; no RA2 entre 0 - 58%; no RA3 entre 88 - 97%; no RA4 entre 20 - 65%; e no RA5 entre 2 - 63%. Verificou-se no decorrer dos tratamentos, tendência de aumento na remoção da matéria orgânica, avaliada pela DBO.

Os resultados indicaram que a manutenção do lodo nos reatores tem influência positiva no tratamento, potencializando a eficiência de remoção da carga orgânica, pois segundo Mohan *et al.* (2007) a recirculação do lodo melhora a interação entre a microbiota e a matéria a ser tratada, reduzindo a inibição dos micro-organismos.

Isto se deve possivelmente, a microbiota resistente ao ERP que se proliferou resultando em biomassa ativa, e suas características químicas, evitando que os micro-organismos tenham que se adaptar a cada novo tratamento para então realizar a degradação da matéria orgânica.

A adição contínua de nutrientes ou micro-organismos também favorece maior eficiência ao processo, segundo Martin-Ryals *et al.* (2015), pois contribui para uma microbiota estável.

Estes resultados não se aplicam ao RA1 (tratamento sem inoculação), que apesar de a eficiência de remoção da matéria orgânica ter aumentado na segunda batelada, teve a mesma, reduzida no terceiro. Mostrando que, não somente os reatores que foram inoculados em sua partida com adição de esterco bovino e sólido-Microgeo®, mas também o reator que desde o início foi inoculado apenas o CE, apresentaram melhores resultados de remoção da carga orgânica do que o reator não inoculado.

O melhor desempenho com relação à eficiência de remoção de DBO ocorreu no RA3, que foi bioaugmentado/estimulado com CE + esterco bovino, no primeiro tratamento aeróbio após a modificação dos reatores. Os tratamentos seguintes foram bioaugmentado/estimulado apenas com CE que é o inóculo objeto de estudo. Este reator apresentou eficiência mínima e máxima de remoção de DBO e DQO de 88 e 97%, respectivamente.

A otimização do tratamento foi atribuída a inoculação realizada nos reatores e a composição do inóculo utilizado, produzido a partir da compostagem líquida contínua do esterco bovino, que segundo Oliveira, Zanine e Santos (2007), é rico em micro-organismos onde destacam-se as bactérias fermentadoras de carboidratos estruturais, que tem o potencial de degradar a celulose, hemicelulose, lignina, dentre outros, além

de protozoários e fungos e outros organismos. Acredita-se que a inoculação dos reatores com o CE, trouxe ao tratamento organismos capazes de degradar os compostos lignocelulósicos presentes no efluente.

No nono experimento não foi possível realizar a análise de DBO por problemas na agenda do laboratório, portanto analisou-se o desempenho dos reatores pela eficiência de remoção da DQO. Nota-se que o tratamento manteve seu desempenho, sendo que a maior eficiência de remoção da DQO encontrada foi de 73% no RA3, assim como no sexto, sétimo e oitavo experimentos que foram avaliados pela eficiência de remoção da DBO.

8.1.5 Conclusões preliminares

A partir dos resultados obtidos nos nove experimentos realizados, com o intuito de avaliar a eficiência do tratamento biológico aeróbio em sistema de batelada sequencial do ERP com e sem a adição do aditivo biológico (CE), pode-se concluir que:

- O tratamento anaeróbio do ERP apresentou eficiência de remoção de matéria orgânica nula em praticamente todos os experimentos. Porém, será avaliada a hipótese de que a aplicação do aditivo biológico no processo anaeróbio poderia ter resultado em melhor eficiência;
- O tratamento anaeróbio-aeróbio, apesar de apresentar melhores resultados de eficiência de remoção de carga orgânica, ainda assim os mesmos não foram satisfatórios;
- Após alteração da estrutura dos reatores, houve uma acentuação na eficiência de remoção da matéria orgânica;
- O R3 (reator inoculado inicialmente com CE e esterco bovino) mostrou-se o melhor reator na remoção a matéria orgânica.

8.2 Tabela 33

Tabela 33 – Análise de variância (ANOVA) do conjunto de dados com $\alpha=0,05$ e $0,01$

Fator de variação	GL	SQ	QM	F	p > F
Variedade	3	29501,47059	9833,82353	31,22924	1,47793E-12
Resíduo	64	20153,05882	314,89154		
Total	67	49654,52941	-		

Legenda: GL: Graus de liberdade; SQ: Soma dos quadrados; QM: Quadrado médio; F: Frequência; p: Probabilidade.