

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

NATALIA NUNES GARCIA

**USO DO LODO DE FLOTADOR DE ABATEDOURO DE AVES NA
PRODUÇÃO DE *BIOCHAR***

CAMPO MOURÃO
2016

NATALIA NUNES GARCIA

**USO DO LODO DE FLOTADOR DE ABATEDOURO DE AVES NA
PRODUÇÃO DE *BIOCHAR***

Projeto de pesquisa apresentado á disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso 2 (TCC 2): do curso de Engenharia Ambiental do Departamento Acadêmico de Ambiental (DAAMB), do Câmpus Campo Mourão, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - (UTFPR) - , como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Prof^aDr^a Morgana Suszek Gonçalves.
Coorientadora: Prof^aDr^a Darlene Lopes Amaral Oliveira

CAMPO MOURÃO
2016



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Campo Mourão
Diretoria de Graduação e Educação Profissional
Departamento Acadêmico de Ambiental - DAAMB
Curso de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

USO DO LODO DE FLOTADOR DE ABATEDOURO DE AVES NA PRODUÇÃO DE *BIOCHAR*

por

NATALIA NUNES GARCIA

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 23 de Junho de 2016 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a banca examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Prof. Dra. Morgana Suszek Gonçalves

Prof. Dra. Darlene Lopes do Amaral Oliveira

Prof. Dr. Nelson Consolin Filho

Eng. Ambiental Mariana Machado

O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Curso de Engenharia Ambiental

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, que em todos os dias da minha vida, providenciou e iluminou os meus caminhos.

Aos meus familiares, em especial aos meus pais, Célia Maria Nunes Garcia e Paulo Garcia da Silva e ao meu irmão Thiago Nunes Garcia por todo o apoio, amor e motivação que foram a mim dedicados e por sempre estarem dispostos a me ajudar.

Ao meu namorado, Luiz Otávio Borghi Duarte pelo amor, compreensão e dedicação nos momentos de aflição.

A minha cunhada querida, Ana Laura Borghi Chuquer pela ajuda na elaboração do abstract.

Aos meus amigos, que entenderam minha ausência e sempre que possível me apoiaram.

Agradeço de modo especial à professora e orientadora Dr^a. Morgana Suszek Gonçalves, pela oportunidade, paciência, ensinamentos e pelo empenho dedicado na elaboração deste trabalho.

Aos professores da Coordenação de Engenharia Ambiental por me proporcionar o conhecimento, pela dedicação e carinho ao longo desses cinco anos.

A todos que de forma direta ou indireta fizeram parte da minha formação.
Muito obrigada!

RESUMO

GARCIA, Natalia Nunes. **Uso do lodo de flotador de abatedouro de aves na produção de *biochar***. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Departamento acadêmico de ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2016.

Originário da conversão térmica da biomassa, o *biochar* é constituído por elevado teor de carbono, em estruturas que são responsáveis pela elevada resistência a degradação. O material vem sendo objeto de estudo por seus vários usos e benefícios que oferece ao ambiente. No entanto as propriedades físicas e químicas dos *biochars* variam grandemente devido a heterogeneidade de matérias-primas e das condições de produção. Este trabalho teve por objetivo avaliar o uso do lodo de flotador de abatedouro de aves na produção de *biochar*. Para isso, o *biochar* foi produzido na temperatura de 350 °C por uma hora, e tanto na matéria-prima quanto no produto final foram feitas avaliações de pH, condutividade elétrica (C.E), capacidade de troca catiônica (CTC), material volátil e cinzas, carbono fixo, teor de alumínio, cromo e zinco. Ainda foram realizados testes de dessorção de alumínio e toxicidade. No teste de toxicidade foram avaliados as sementes germinadas de *Lactuca Sativa* durante três dias do experimento de incubação, e também o Índice de Crescimento Relativo (ICR), Índice de Germinação (IG), comprimento das raízes, massa fresca e massa seca. De forma geral o *biochar* apresentou valores inferiores ao lodo apenas para condutividade elétrica, teor de umidade e na dessorção de alumínio. Quanto ao teste de toxicidade o *biochar* proporcionou melhor desempenho produtivo das mudas de alface para a maioria das variáveis, obtendo valores próximos aos do controle com água destilada. O lodo de flotador apresentou uma leve fitotoxicidade sobre *Lactuca sativa* e as concentrações de metais pesados podem ter contribuído para este efeito, juntamente com outros toxicantes não analisados neste trabalho.

Palavras - chave: Biomassa. Pirólise. *Biochar*. Lodo de Flotador

ABSTRACT

GARCIA, Natalia Nunes. **Use of the sludge of flotador of slaughterhouse of birds in the production of *biochar***. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Departamento acadêmico de ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2016.

Original from the thermal conversion of biomass, the biochar is constituent by high carbon content, in structures that are responsible for high resistance to degradation. The material has been being object of study for its many uses and benefits offered to the environment. However, the physical and chemical properties of the biochars vary grandly due to heterogeneity of raw materials and production conditions. This study had by aim to evaluate the use of the sludge of flotador of slaughterhouse of birds in the production of biochar. In order to do that, the biochar was produced on temperature of 350 °C during one hour, and both in the raw materials as in the final product were made evaluations of pH, electrical conductivity (E.C), cation exchange capacity (CEC), volatile material and ashes, immovable carbon, aluminum content, chrome and zinc. Test were also performed desorption of aluminum and toxicity . In the toxicity test were evaluated the seeds germinated of *Lactuca Sativa* during the three days of experiment of incubation, the Relative Growth Index (RGI), Germination Index (GI), length of the roots, fresh mass and dry mass In general the biochar presented inferior values to the sludge only for electrical conductivity, moisture content and in the desorption of aluminum. Regarding toxicity test the biochar provided the best yeld of the lettuce seedlings for the majority of the variables, obtaining values close to the control with distilled water. The sludge of flotador presented a slight phytotoxicity on *Lactuca Sativa* and the concentrations of metals heavy may have contributed for this effect, along with other toxicants not analyzed on this study.

Key - words: Biomass. Pyrolysis. *Biochar*. Sludge Flotador.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização do lodo de flutador e seu <i>biochar</i>	25
Tabela 2 - Distribuição do tamanho de partículas do lodo e seu <i>biochar</i>	27
Tabela 3 - Dessorção de alumínio do lodo e seu <i>biochar</i>	29
Tabela 4 - Sementes germinadas após 24 h, 48 h e 72 h.....	31
Tabela 5 - Germinação média das sementes, ICR e IG das plântulas de alface germinadas.....	32
Tabela 6 - Comprimento médio da raiz, massa fresca e massa seca das plântulas de alface germinadas	33

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mufla com os cadinhos posicionados para realização da análise de material volátil	20
Figura 2 - Agitador automático usado na análise de distribuição do tamanho de partículas.....	22
Figura 3 - Sementes germinadas após os três dias de incubação : (a) água, (b) lodo e (c)biochar.	31

SUMÁRIO

RESUMO.....	8
ABSTRACT	9
1 INTRODUÇÃO	9
2 OBJETIVOS.....	11
2.1 OBJETIVO GERAL.....	11
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	12
3.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ABATEDOURO DE AVES	12
3.2 PIRÓLISE	13
3.3 BIOCHAR	14
3.4 TOXICIDADE DE RESÍDUOS.....	15
4 MATERIAL E MÉTODOS	16
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE FLOTADOR.....	16
4.2 PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO <i>BIOCHAR</i>	17
4.2.1 RENDIMENTO	18
4.2.3 CAPACIDADE DE TROCA CATIONICA (CTC).....	18
4.2.4 ANÁLISE IMEDIATA	19
4.2.5 DENSIDADE	21
4.2.6 DISTRIBUIÇÃO DO TAMANHO DE PARTÍCULAS (DTP).....	21
4.3 EXPERIMENTO DE DESSORÇÃO DE ALUMÍNIO	23
5 RESULTADOS.....	25
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE FLOTADOR E SEU <i>BIOCHAR</i>	25
5.2 TESTES DE DESSORÇÃO DE ALUMÍNIO	29
5.3 TESTE DE TOXICIDADE COM <i>LACTUCA SATIVA</i>	30
6 CONCLUSÃO	34
7 RECOMENDAÇÕES.....	35
REFERÊNCIAS.....	36

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas três décadas, a avicultura brasileira tem apresentado altos índices de crescimento. Seu bem principal, o frango, conquistou os mais exigentes mercados. O país se tornou o terceiro produtor mundial e líder em exportação. Presente em todo território nacional a carne de frango tem destaque na região sul, sendo o estado do Paraná o principal fornecedor. Em 2014, cerca de 1,56 bilhões de aves foram abatidas no estado do Paraná, representando 32,26% no cenário brasileiro (SINDIAVIPAR, 2015).

Proporcionalmente ao crescimento acelerado no setor avícola houve um aumento na geração de efluentes proveniente do abate destes animais. Esses efluentes são altamente poluentes e, se dispostos de maneira inadequada podem levar a sérios problemas ambientais.

Às águas residuárias de abatedouro de aves contém sangue, vísceras, excrementos, gorduras, substâncias contidas no trato digestivo de animais entre outros, caracterizando um efluente com elevada concentração de matéria orgânica (BEUX,2005).

As indústrias de processamento de carne utilizam aproximadamente sessenta e dois milhões de metros cúbicos de água por ano em todo o mundo. A maior parte desta água é transformada em efluentes com alta concentração de poluentes, contendo altos valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), óleos e graxas (OG), sólidos totais (ST), e outros resíduos diversos. Esses resíduos, quando não tratados, representam focos de proliferação de insetos, produzem odores desagradáveis e, quando lançados em rios e lagos, devido ao alto conteúdo de resíduos orgânicos, caracterizam uma poluição hídrica intensa (SENA, 2005).

Esses efluentes necessitam de um tratamento eficaz, e um dos processos utilizados é a coagulação seguida de flotação, que tem como objetivo elevar a eficiência da remoção de matéria orgânica e óleos e graxas da água, o qual gera uma grande quantidade de lodo residual que necessita passar por tratamento e destinação final adequada.

O lodo geralmente é destinado a descarte ou a aterros sanitários, culminando por gerar resíduos indesejáveis como, por exemplo, chorume e metano (CH_4), poluindo a água, o ar e o solo.

Uma opção para o tratamento térmico do lodo é a pirólise, que é definida como a decomposição térmica da matéria orgânica com oferta limitada de oxigênio, a qual forma subprodutos úteis como: o líquido denominado *bio-óleo* e o sólido denominado *biochar* (NETO, 2012).

O *biochar* pode ser utilizado para diferentes aplicações, tais como: condicionamento de solos, tratamento de águas e efluentes, recuperação de áreas degradadas, biorremediação, compostagem e mitigação de gases de efeito estufa.

Desta forma o objetivo deste trabalho será avaliar o uso do lodo de flotador de abatedouro de aves na produção de *biochar*.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o uso do lodo de flotador de abatedouro de aves na produção de *biochar*.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para alcance do objetivo geral são propostos os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar o lodo de flotador de abatedouro de aves;
- Avaliar a produção de *biochar* na temperatura de pirólise de 350°C por uma hora;
- Caracterizar o *biochar* produzido;
- Avaliar a dessorção de alumínio do *biochar* em água;
- Avaliar a toxicidade do lodo de abatedouro de aves e do *biochar* em sementes de alface.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ABATEDOURO DE AVES

As indústrias de abatedouro de aves geram uma grande quantidade de efluentes líquidos com elevada concentração de poluentes, onde o sangue é considerado o componente mais problemático, necessitando assim de tratamentos de alta eficiência para a minimização dos impactos ao meio ambiente (MORÉS, 2006).

Processos de flotação como tratamento primário são comumente utilizados em efluentes que apresentam alta carga de óleos e graxas suspensos como é o caso dos abatedouros e indústrias de processamento de carnes, e tem por finalidade elevar a eficiência da remoção de matéria orgânica da água. A flotação é um processo físico-químico complexo, onde inúmeras variáveis afetam sua eficiência sendo, o tamanho das bolhas e o tamanho das partículas as que causam maior impacto no processo (SENA, 2009).

Durante o processo de tratamento do efluente, é feita a adição de um agente coagulante, de origem orgânica ou inorgânica, como o policloreto de alumínio, cloreto férrico ou sulfato de alumínio. O Policloreto de alumínio, na maioria dos casos, revela-se como coagulante superior aos outros sais de alumínio, sendo sua eficácia para eliminação de substâncias coloidais, em média 2,5 vezes superior em igualdade de dosagem (MAGNAN, 2010).

Com a remoção de sólidos do tratamento físico-químico (coagulação e flotação), uma grande quantidade de biomassa (lodo) é gerada, sendo necessário um exigente controle quanto à caracterização dos contaminantes presentes nesse sólido, visando sua disposição final. O lodo é considerado como uma biomassa de alto poder calorífico, e entre os principais poluentes encontram-se metais pesados, hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs), bifenilspolicloradas (PCBs), policlorodibenzodioxinas e furanos (PCDD/F) (SENA, 2009). Deste modo é de

fundamental importância a análise de possíveis formas de utilização, tratamento e disposição deste lodo.

De acordo com Zanotto et al. (2006) o lodo é convencionalmente destinado ao descarte ou à aterros sanitários. Alternativamente, através de tratamento térmico adicional, seguido de centrifugação para extração de água e gordura excedentes, o lodo pode ser transformado em composto orgânico. Entretanto, altas quantidades de metais pesados, principalmente os resultantes do uso de coagulantes e auxiliares de floculação no tratamento (como Al e Fe), podem inviabilizar o uso agrícola do composto produzido.

Nesse contexto o processo de pirólise, pode vir a ser uma opção de tratamento e aproveitamento do lodo proveniente de abatedouro de aves, acrescentando valor ao resíduo, especialmente na forma de *bio-óleo* e *biochar*, que podem ser aplicados como biocombustível e adsorvente para remoção de contaminantes de efluentes industriais, respectivamente.

3.2 PIRÓLISE

A pirólise é a decomposição térmica que ocorre com oferta limitada de oxigênio. É também sempre o primeiro passo nos processos de gaseificação e combustão. Quando a temperatura em um reator alcança 200 - 250 °C, a pirólise se inicia com o desprendimento dos compostos voláteis mais simples (H₂, CO, CO₂, CH₄, etc.) (LOZANO, 2009). Neste processo ocorre a formação de subprodutos sendo eles o "*bio-óleo*" e o "*biochar*"

O rendimento, a composição e as propriedades combustíveis desses produtos dependem principalmente do projeto do reator (leitos móveis, leitos fluidizados, etc.), as condições do processo (temperatura, velocidade de aquecimento, tempo de residência, etc.), e as características da biomassa (composição química, umidade, conteúdos voláteis, tamanho das partículas, elementos catalítico, etc.) (BRIDGWATER, 2002).

A pirólise recebe diferentes denominações dependendo das condições utilizadas. Na pirólise rápida, o processo é realizado em temperaturas moderadas favorecendo a produção de líquidos (bio-óleo). Já, na pirólise flash o processo é

realizado em temperaturas relativamente altas e maximiza a produção de gases. A pirólise lenta geralmente é usada para produção de carvão, em baixa temperatura e longos tempos de residência (BRAGA,2012).

3.3 BIOCHAR

O *biochar* é um produto rico em carbono, obtido quando uma biomassa ou material orgânico sofre decomposição térmica sob oferta limitada de oxigênio (LEHMANN; JOSEPH, 2009). O *biochar* difere do carvão devido ao uso, tendo como principal finalidade sua aplicação no solo com o objetivo de melhorar suas propriedades físicas, químicas e biológicas (CONZ, 2015).

O *biochar* possui uma elevada concentração de C arranjada de forma amorfa, formada por pilhas de folhas planas dos anéis aromáticos ligados aleatoriamente (LEHMANN; JOSEPH, 2009).

As propriedades físicas encontradas no *biochar* podem sofrer influência da composição da matéria prima, do manuseio e armazenamento. A porosidade do *biochar* é decorrente das estruturas de células e poros do material de origem. As condições de produção (taxa de aquecimento, temperatura final, tempo de reação) influenciam a estrutura final do *biochar* à medida que o aumento de temperatura faz liberar elementos do material original, e o fornecimento de calor pode produzir quebras e formação de produtos intermediários. Sua composição química também pode causar mudanças estruturais devido à ocorrência de liberação de gases, derretimento e fusão (CONZ, 2015).

O *biochar* possui diferentes aplicações, podendo ser utilizado como condicionador de solos agregando valor através do aumento do rendimento das culturas, redução dos custos de fertilizantes e também com a diminuição dos impactos ambientais sobre o solo e a água (LAIRD et al., 2009), pode contribuir para a mitigação das mudanças climáticas por meio do sequestro de carbono e redução dos gases de efeito estufa onde a natureza recalcitrante do *biochar* auxilia no armazenamento a longo prazo de carbono em solos (PARMAR; NEMA; AGARWAL, 2014),e também pode ser utilizado na recuperação de áreas degradadas, no tratamento de águas e efluentes, biorremediação, compostagem entre outros.

A variedade de usos e aplicações do *biochar* são motivo principal de seu estudo por diversas áreas na pesquisa mundial.

3.4 TOXICIDADE DE RESÍDUOS

A toxicidade das substâncias químicas pode ser avaliada através de testes de germinação, sendo uma ferramenta utilizada para verificar se o resíduo é potencialmente prejudicial a organismos vivos. No teste de toxicidade observa-se o efeito tóxico sobre o número de sementes germinadas e o efeito sobre o desenvolvimento radicular.

Lactuca sativa (alface) é uma espécie bastante empregada em ensaios de germinação, por ser facilmente obtida e por oferecer resultados rápidos e fáceis de serem avaliados (GARCIA, 2006).

Pelegri et al (2006) afirmam que os testes de toxicidade utilizando vegetais constituem recurso prático de baixo custo, de sensibilidade razoável na indicação qualitativa da presença de substâncias tóxicas ou inibidores biológicos. Para Young et al. (2011) os testes de toxicidade com espécies de plantas vasculares permitem a avaliação dos efeitos adversos sobre as sementes germinadas e desenvolvimento de plântulas durante os primeiros dias de crescimento.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Seguindo a sequência dos objetivos propostos, a apresentação da metodologia será ordenada em quatro itens. Os dois primeiros estão relacionados ao objetivo de caracterizar o lodo de abatedouro e seu respectivo *biochar*. O terceiro item refere-se aos testes de dessorção de alumínio do lodo e *biochar*. E o quarto item é destinado para a avaliação de toxicidade das amostras da matéria prima e seu produto final o *biochar*.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE FLOTADOR

O lodo utilizado foi coletado em um abatedouro de aves no município de Campo Mourão - PR. Os efluentes produzidos no abatedouro são encaminhados para estação de tratamento, onde o material sólido é separado e o efluente líquido segue para um flotador, no qual é adicionado o policloreto de alumínio e então, através de adesão de bolhas de ar, o lodo flota e é raspado por um removedor de flotado sendo em seguida aquecido e centrifugado, seguindo então para a disposição final.

Para realização das análises, a biomassa foi seca em estufa à aproximadamente 40°C e moída em moinho de facas, com a finalidade de obtenção de material homogêneo. As análises realizadas com mesma metodologia para o *biochar* e a matéria-prima são identificadas no presente tópico, porém detalhadas nos itens posteriores referentes às análises do *biochar*.

As análises da matéria-prima e do *biochar* foram realizadas nos Laboratórios de Saneamento e Solos e Resíduos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Câmpus Campo Mourão/PR. Todas as análises foram realizadas em quintuplicata.

Para a determinação de capacidade de troca catiônica (CTC), pH e condutividade elétrica (C.E.) foi utilizada a metodologia padronizada pelo Ministério

da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), através da Instrução Normativa SDA nº 17, de 21 de Maio de 2007.

A CTC foi determinada com extração usando ácido clorídrico (HCl , $0,5 \text{ mol L}^{-1}$) e com solução de deslocamento de acetato de cálcio (CaAc_2 em pH 7,0) e titulado com hidróxido de sódio (NaOH , $1,0 \text{ mol L}^{-1}$). A mesma metodologia foi usada para determinação do CTC do *biochar* e, portanto, será detalhada mais adiante.

Para determinação do pH foi adicionada água destilada na proporção 1:5 (v/v) e após agitação durante uma hora o pH foi determinado através de pHmetro devidamente calibrado com soluções padrão de pH 4,0 e 7,0. A C.E foi determinada misturando-se a amostra com água destilada, na proporção 1:5 (v/v); e após a agitação (durante uma hora), filtrou-se a mistura descartando os primeiros mililitros e fazendo a leitura no condutivímetro após repouso de uma hora.

A análise imediata (teor de cinzas, material volátil, umidade e carbono fixo), teor de alumínio, cromo e zinco, densidade, distribuição do tamanho de partículas e teste de toxicidade são detalhadas na descrição da caracterização do *biochar*.

4.2 PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO *BIOCHAR*

A conversão da biomassa, através da queima em atmosfera limitada de oxigênio, é o processo principal de transformação da matéria prima em *biochar*. O procedimento foi realizado em reator pirolítico em forno mufla, na temperatura de $350 \text{ }^\circ\text{C}$ durante uma hora, sendo realizados cinco ensaios com biomassa inicial de 100 gramas de lodo seco cada.

Após resfriamento a parte sólida (*biochar*) foi retirada e acondicionada em sacos plásticos, e a parte líquida (*bio-óleo*) foi armazenada para possível uso posterior.

Para a caracterização dos *biochars* foram utilizadas algumas das análises sugeridas pelo *International Biochar Initiative*, IBI (2013) e, para outras características foram usadas as mesmas metodologias aplicadas à matéria-prima.

4.2.1 RENDIMENTO

O rendimento foi calculado subtraindo-se a massa antes e após a pirólise do lodo. Tal massa foi medida no Laboratório de Solos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Câmpus Campo Mourão/ PR.

4.2.2 PH E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (C.E)

Os parâmetros pH e C.E foram determinados segundo a metodologia proposta por Rajkovich et al. (2011). De acordo com o método, pesou-se 1 g de *biochar* em béqueres e adicionou-se 20 mL de água destilada. A mistura foi agitada em mesa agitadora orbital por 1,5 horas. Após agitação usou-se o pHmetro calibrado para determinar os valores de pH das amostras.

As mesmas amostras foram deixadas em repouso por 12 horas, para posterior determinação da condutividade elétrica com condutivímetro calibrado.

4.2.3 CAPACIDADE DE TROCA CATIÔNICA (CTC)

A metodologia escolhida para determinação do CTC seguiu a mesma utilizada na análise da matéria prima (lodo).

Pesou-se 0,5 g da amostra e depositou-se a mesma em erlenmeyers com capacidade de 250 mL, no qual foi adicionado 100 mL de HCl 0,5 M e fixados em mesa agitadora orbital por 30 min. Após este tempo a mistura foi filtrada em sistema de vácuo, e lavada com água destilada por aproximadamente 10 vezes até completar o volume de 300 mL de resíduo, sendo em seguida descartado. Adicionou-se então, sobre o material retido no filtro, 100 mL de acetato de cálcio (CaOAc, 0,5 mol L⁻¹, pH igual a 7) em porções de 10 mL.

Em seguida, realizou-se sucessivas lavagens do material retido com água destilada até completar o volume de 300 mL. A solução final foi titulada com NaOH

(0,1M) incluindo o tratamento branco onde não foi adicionada amostra. A Capacidade de Troca Catiônica foi então calculada através da equação (1)

$$CTC \left(\frac{\text{mmolc}}{\text{Kg}} \right) = \frac{(V_a - V_b) \times 0,1 \times 1000}{m(\text{g})} \quad (1)$$

Sendo: V_a =Volume de NaOH utilizado para neutralizar a amostra em mL;
 V_b = Volume de NaOH utilizado para neutralizar o branco em mL; m = massa de amostra em gramas.

4.2.4 ANÁLISE IMEDIATA

As determinações de cinzas, material volátil, umidade e carbono fixo seguiram a metodologia descrita na norma ASTM D1762-84. Primeiramente os cadinhos de cerâmica foram lavados com solução ácida (HCl a 9,5%) e secos. Com a mufla aquecida à 750 °C os cadinhos foram inseridos e permaneceram por 10 min, em seguida foram transferidos para o dessecador por 1 hora para esfriar.

Através de balança analítica determinou-se a massa dos cadinhos o qual foi adicionada 1 g das amostras. A mufla foi aquecida a 105 °C e os cadinhos inseridos na mesma por 2 h. Após este processo os cadinhos foram inseridos no dessecador por 1 h, quando então foi determinada a massa dos cadinhos com a finalidade de determinar a umidade das amostras.

Para determinação do material volátil, a mufla foi aquecida a 950 °C e os cadinhos foram inseridos na parte mais externa da mufla (Figura 1) com a porta da mesma aberta por 2 min. Em seguida foram colocados no interior da mufla, ainda com a porta aberta por 3 min. Após esse período fechou-se a porta da mufla com os cadinhos em seu interior por 6 min. Por fim retirou-se os cadinhos da mufla transferindo-os para o dessecador por 1 h para esfriar, e posteriormente pesados em balança analítica

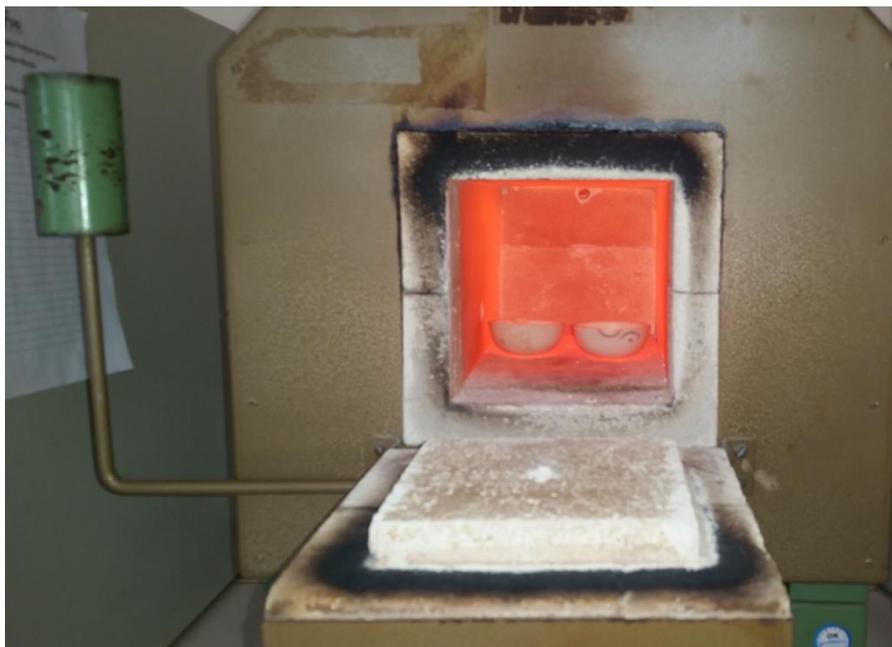


Figura 1 - Mufla com os cadinhos posicionados para realização da análise de material volátil

O teor de cinzas foi determinado com a mufla aquecida à 750 °C , onde os cadinhos lá permaneceram por uma hora, sendo retirados e resfriados no dessecador por 1 hora. As análises para as amostras da matéria -prima foram realizadas em duplicata e a do *biochar* em quintuplicata. Os cálculos para obtenção dos valores de umidade, material volátil e teor de cinzas seguiram as equações 2, 3 e 4 a seguir, respectivamente.

$$Umidade \% = \frac{massa_{seco-ao-ar} - massa_{seca\ 105^{\circ}C}}{massa_{seco-ao-ar}} \times 100 \quad (2)$$

$$Material\ Volátil \% = \frac{massa_{seco\ 105^{\circ}C} - massa_{seca\ 950^{\circ}C}}{massa_{seco-ao-ar}} \times 100 \quad (3)$$

$$Cinzas \% = \frac{massa_{residuopós\ 750^{\circ}C}}{massa_{seco-ao-ar}} \times 100 \quad (4)$$

A partir destes dados foi possível encontrar o valor de carbono fixo, de acordo com a metodologia ASTM D3172-13, descrito na equação 5.

$$CFixo \% = 100 - (Umidade \% + MaterialVolátil \% + Cinzas \%) \quad (5)$$

4.2.5 DENSIDADE

A análise de densidade seguiu a metodologia descrita em ASTM D2854 adaptada. As amostras da matéria prima foram inseridas em uma proveta graduada de 50 mL até completar o volume total, e as amostras de *biochar* até completar o volume de 25 mL. Foi determinada a massa do volume determinado em balança analítica.

4.2.6 DISTRIBUIÇÃO DO TAMANHO DE PARTÍCULAS (DTP)

A DTP foi realizada segundo a metodologia ASTM D2862-10. As mesmas amostras utilizadas para obtenção da densidade foram colocadas na coluna de peneiras e encaixadas em um agitador mecânico (Figura 2). Utilizou-se as peneiras de malha 2,36 mm; 1,18 mm; 0,60 mm; e 0,25 mm. A massa da amostra foi agitada por aproximadamente 320 moções por minuto, e ao final do processo todas as peneiras foram pesadas em balança analítica para verificar-se as frações retidas da amostra.



Figura 2 - Agitador automático usado na análise de distribuição do tamanho de partículas

4.2.7 TEOR DE ALUMÍNIO, CROMO E ZINCO

Para análise do teor de alumínio, cromo e zinco foram adicionados 0,5 g das amostras em tubos de digestão, e então adicionou-se 9 mL de HCl e 3 mL de HNO₃. Após isso os tubos de ensaio foram colocados no bloco digestor na temperatura de 100 °C e lá permaneceram por 2 horas. Em seguida as amostras foram filtradas em balão volumétrico de 25 mL onde foi adicionada água destilada até completar o volume final. Os teores de alumínio, cromo e zinco foram então calculados através da equação (6), após leitura em espectrofotômetro de absorção atômica.

$$C = \frac{\text{conc. (mg/L)} \times \text{diluição (L)}}{\text{massa amostra (g)}}$$

(6)

4.3 EXPERIMENTO DE DESSORÇÃO DE ALUMÍNIO

A metodologia para o experimento de dessorção foi adaptada de Dorado et al. (2005). Pesou-se 1g de amostra de lodo ou *biochar* em tubos de centrifuga de 50 mL, onde adicionou-se 5mL de água em pH 5; 6,5 e 8,0 (corrigido com H₂SO₄ a 0,01 N), e em seguida os frascos foram agitados mecanicamente (200 rpm) por 4 horas e centrifugados a 3800 rpm por 18 minutos.

Em seguida foi realizada a digestão ácida, retirando-se 2 mL do sobrenadante após a centrifugação e adicionando-os, em um béquer, 3 mL de HCl, e 1 mL de HNO₃ e colocados em uma chapa aquecedora na temperatura de 80 °C por meia hora, e em 120 °C até clarificar a amostra. Então as amostras foram filtradas em um balão volumétrico de 25 mL onde foi adicionada água destilada até completar o volume total. Realizou-se então a leitura de alumínio em espectrofotômetro de absorção atômica.

4.4 TESTE DE TOXICIDADE

Os ensaios de toxicidade foram realizados em quintuplicata, utilizando água destilada como controle negativo.

Seguindo a metodologia de Rodrigues et al. (2013), as amostras de lodo e *biochar* foram secas a 45 °C até apresentarem peso constante, em seguida trituradas e padronizadas em malha fina (1 mm) e armazenadas em sacos plásticos protegidos da luz e umidade. Após a preparação das amostras foram realizadas diluições da mesma em água destilada na proporção de 1:4 (m/v), agitadas em mesa agitadora orbital por 24 horas e, por fim, centrifugadas a 4500 rpm por 30 minutos, separando-se o sobrenadante.

Para o teste de toxicidade foram utilizadas 15 placas de Petri de vidro, com 100 mm de diâmetro e 15 mm de altura, autoclavadas juntamente com dois filtros de papel em seu interior, tornando o material estéril. Adicionou-se 3,0 mL do sobrenadante obtido na centrifugação da amostra e, após isso, com o auxílio de uma pinça, vinte sementes de *Lactuca sativa* var. *crespa* foram cuidadosamente

acomodadas sobre o papel e espaçadas para o crescimento adequado. O mesmo procedimento foi realizado com o controle negativo sem o extrato, porém utilizado 3,0 mL de água destilada.

As placas foram mantidas em câmara de germinação tipo BOD em temperatura de 20 °C durante três dias. Foram observados e anotados o número de sementes germinadas em cada placa após 24 h, 48 h e 72 h. Após isso, os comprimentos das raízes foram medidos com o auxílio de um paquímetro, e por fim foram agrupadas as plântulas de cada placa e pesadas em balança analítica (biomassa fresca). As mesmas plântulas foram secas em estufa à 45 °C por 24 horas para a obtenção dos dados de biomassa seca.

A partir dos dados levantados, foi calculado o índice de crescimento relativo (ICR), seguindo a metodologia de YOUNG et al. (2012), que é expressado na equação (7):

$$ICR = \frac{CRA}{CRC} \quad (7)$$

Em que:

CRA= comprimento de raízes da amostra

CRC= comprimento de raízes no controle com água destilada

Ainda, conforme YOUNG et al. (2012), foi obtido o índice de germinação (IG), das plântulas, expresso pela equação (8):

$$IG (\%) = ICR \times \frac{SGA}{SGC} \times 100 \quad (8)$$

Em que :

SGA = número de sementes germinadas da amostra

SGC = número de sementes germinadas no controle com água destilada

Os resultados foram submetidos a Análise de Variância (ANOVA), e as médias de tratamento comparadas pelo teste de Tukey a 5% de significância.

5 RESULTADOS

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE FLOTADOR E SEU *BIOCHAR*

Na Tabela 1 são apresentados os resultados de caracterização do lodo de flotador (matéria-prima) e do *biochar* produzido.

Tabela 1 - Caracterização do lodo de flotador e seu *biochar*

Parâmetro	Lodo	<i>Biochar</i>
Rendimento (%)		38,12 ± 3,07
pH	7,03 ± 0,38	7,69 ± 0,31
C.E. (µs/cm)	836,64 ± 44,11	89,47 ± 8,83
CTC (mmol _c /kg ⁻¹)	820 ± 684,95	960 ± 433, 58
Umidade (%)	65 ± 0	31,6 ± 2,30
Teor de Cinzas (%)	8 ± 0	18 ± 1,72
Material Volátil (%)	27 ± 0	49,2 ± 1,92
Carbono Fixo (%)	0 ± 0	1,2 ± 0,44
Densidade (g cm ⁻³)	0,45 ± 0,007	0,564 ± 0,02
Alumínio (mg kg ⁻¹)	10665 ± 1273,1	26022 ± 2365
Cromo (mg kg ⁻¹)	8,43 ± 2,23	16,96 ± 1,84
Zinco (mg kg ⁻¹)	114,91 ± 16,96	267,31 ± 28,73

Fonte: Autoria Própria

O rendimento médio para produção do *biochar* foi de 38,126%. A relação entre temperatura e rendimento tem particularidades em cada material, é influenciado segundo a quantidade de lignina, celulose e também pelo teor de cinzas (DERMIBAS, 2004). Em seu estudo Conz (2016) encontrou o rendimento para o dejetos de galinha na temperatura de pirólise de 350°C o valor de 59,60%.

O pH do lodo de flotador de abatedouro de aves e do *biochar*, apresentaram valores de 7,03 e 7,60 respectivamente. Apesar de existir uma variação na composição nutricional do *biochar*, geralmente há um aumento nos valores de matéria orgânica, pH e CTC, em relação a matéria-prima. O aumento do valor de pH é devido a maior concentração de elementos alcalinos, como sódio, cálcio e magnésio, concentração essa favorecida pela crescente volatilização dos elementos hidrogênio, oxigênio e nitrogênio através da pirólise (SOUSA, 2015).

A Condutividade Elétrica (C.E.) apresenta valores complexos, e varia de acordo com o material e em menor intensidade com a temperatura (JOSEPH et al., 2009). Em relação ao lodo de flotador, pode-se observar que o processo de pirólise diminui a C.E. Enquanto a matéria-prima apresentou valor médio de 836,64 $\mu\text{s}/\text{cm}$, após a conversão térmica, o *biochar* obteve valor médio de 89,47 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

A capacidade de troca catiônica (CTC) do *biochar* é afetada pelo tipo de matéria prima usada e pela temperatura da pirólise. Temperaturas mais altas fazem com que a CTC seja baixa por causa da perda de grupos funcionais. Com a maturação do *biochar* a sua CTC aumenta devido à formação na sua superfície de grupos funcionais como o carboxilo e outros oxigenados. Ao mesmo tempo, a idade causa uma redução substancial da capacidade de troca aniônica (CTA) derivada do desaparecimento da carga positiva da superfície (NÓBREGA, 2011).

O lodo de flotador apresentou CTC de 820 $\text{mmol}_c \text{kg}^{-1}$ e seu *biochar* o valor de 960 $\text{mmol}_c \text{kg}^{-1}$. Bibar (2014), em suas análises para o dejetos de galinha, verificou que na temperatura de pirólise de 400°C seu *biochar* apresentou o valor de 167 $\text{mmol}_c \text{kg}^{-1}$. Já para Conz (2015) os valores encontrados para o dejetos de galinha foi de 596,7 $\text{mmol}_c \text{kg}^{-1}$ e para seu *biochar* na temperatura de pirólise de 350°C o valor de 320,0 $\text{mmol}_c \text{kg}^{-1}$.

A análise imediata separa os componentes da biomassa (umidade, material volátil, teor de cinzas e carbono fixo) para avaliar a variação em suas proporções após o processo de pirólise.

O teor de cinzas está relacionado ao conteúdo de nutrientes presentes no material. Esse componente do material é determinado após a completa combustão do mesmo, quando todos os elementos orgânicos são volatilizados (ENDERS et al., 2012). Gramíneas, cascas de grãos resíduos de palha e estrume geralmente dão origem a *biochars* com elevado conteúdo em cinzas em contraste com os obtidos de material lenhoso (DIAS et al., 2010).

O teor de cinzas do lodo (8%) foi menor que o encontrado em seu *biochar* (18%), o mesmo foi observado por Conz (2015) onde o teor de cinzas de dejetos de galinha foi de 29,71% e após o processo de pirólise na temperatura de 350 °C apresentou valor de 38,21%. O mesmo ocorreu neste trabalho com o material volátil no qual o lodo apresentou 27% e o *biochar* 49,2%, como observado na Tabela 1.

O carbono fixo é a medida da porção do material que não constitui umidade, cinzas e material volátil. Portanto é o elemento na sua forma mais resistente que permanece no *biochar* após a pirólise (MITCHELL; DALLEY; HELLEUR, 2012).

Os valores de carbono fixo obtidos neste trabalho para o lodo de flutuador e seu *biochar* foram de 0,0% e 1,2% respectivamente, os quais foram semelhantes aos encontrados por Conz (2015) em seu estudo com dejetos de galinha, no qual a matéria-prima obteve o valor 0,0% e após a pirólise, nas temperaturas de 350°C e 450°C, os valores de 0,0% e 1,04%, respectivamente.

Com a elevação da temperatura de pirólise, a parcela sólida se organiza, enquanto ocorre liberação de gases, isso faz com que a densidade de partículas aumente ao mesmo tempo que ocorre aumento do volume de poros (DOWNIE; CROSKY; MUNROE; 2009). A densidade média do *biochar* (0,564 g cm⁻³) foi maior em relação ao lodo de flutuador (0,455 g cm⁻³).

A distribuição do tamanho de partículas do lodo de abatedouro de aves e seu *biochar* são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Distribuição do tamanho de partículas do lodo e seu *biochar*

Peneira	Lodo (%)	Biochar (%)
>2,36 mm	24,39	2,73
2,36 – 1,18 mm	32,23	11,86
1,18 – 0,60 mm	47,28	26,11
0,60-0,25 mm	26,47	28,72
<0,025 mm	11,31	24,00

Fonte: Autoria Própria

A distribuição do tamanho de partículas do *biochar* é também influenciada pela natureza da biomassa e pelas condições da pirólise, a DTP influencia a área de superfície específica do *biochar* (NÓBREGA, 2011).

Apesar do uso de resíduos orgânicos na forma de *biochar* na agricultura ser promissor, estes podem apresentar em sua composição teores elevados de elementos potencialmente tóxicos. Independente do uso que se pretende fazer do *biochar* na agricultura, se este obtiver teores significativos de elementos potencialmente tóxicos poderá torna-se inviável caso represente riscos para a cadeia alimentar e o meio ambiente (BIBAR, 2014). O uso do lodo de abatedouro e seu *biochar* na agricultura pode aumentar os teores naturais de metais pesados no solo, pois o resíduo apresenta constituição variada em relação a estes metais.

O cromo é encontrado em todas as rochas da crosta terrestre, difundindo-se no solo, na água e nos materiais biológicos, em baixas concentrações não oferece risco as plantas, porém quando sua concentração é elevada pode causar danos ambientais tornando-se tóxico (REIS, 2014). O alumínio solúvel em excesso é tóxico as plantas. Uma quantidade pequena de Al^{+3} em solução no solo já é suficiente para causar danos no gramado. O alumínio solúvel no solo é um problema em solos com pH abaixo de 5. Entre 5 e 5,5, o alumínio causará problemas, mas não serão tão rigorosos. Com pHs maiores que 5,5, o alumínio não será uma preocupação para o crescimento do gramado (GLOBAL RELVA, 2010). O zinco está presente em diversas rochas básicas e ácidas, em compostos como sulfetos, carbonatos, silicatos e fosfatos. A sua deficiência afeta o crescimento de ramos e folhas, sendo assim, plantas deficientes em zinco são menores. O zinco é fundamental para a síntese das proteínas, desenvolvimento das partes florais, produção de grãos e sementes e maturação precoce das planta, mas em altas concentrações pode ser altamente tóxico (MARTINS, 2014).

Analisando os resultados obtidos do *biochar* e do lodo de abatedouro (Tabela 1) há um aumento nos teores de alumínio, zinco e cromo, o que corrobora com o aumento de cinzas. Sendo encontrados para o lodo e seu *biochar* respectivamente os valores do alumínio de 10655 mg kg^{-1} e 26022 mg kg^{-1} , para o cromo $8,43 \text{ mg kg}^{-1}$ e $16,96 \text{ mg kg}^{-1}$, e para o zinco $115,91 \text{ mg kg}^{-1}$ e 267 mg kg^{-1} .

Bibar (2014) em seu experimento com dejetos de galinha e seu *biochar* na temperatura de pirólise de $400 \text{ }^\circ\text{C}$, encontrou valores para o alumínio de: $83,6 \text{ mg kg}^{-1}$ e 340 mg kg^{-1} ; para o cromo $2,3 \text{ mg kg}^{-1}$ e $4,2 \text{ mg kg}^{-1}$ e para o zinco 350 mg kg^{-1} e 614 mg kg^{-1} . Pode-se observar que também houve aumento nos teores dos metais após a conversão térmica da biomassa.

5.2 TESTES DE DESSORÇÃO DE ALUMÍNIO

A presença de metais pesados no solo e nas águas subterrâneas está ligada com o transporte destas espécies, que depende dos processos de interação com o solo, entre os quais se pode destacar a adsorção - dessorção como um processo muito importante (MOURA, 2006).

De acordo com Hogg; McLaren e Swift (1993), a dessorção de metais depende não somente do teor de metal lábil do solo, como também do pH do solo, da temperatura, da quantidade do elemento adicionado e do tempo de contato entre o solo e a solução.

A análise da dessorção do alumínio foi realizada com pH de 5, 6,5 e 8,0 (Tabela 3). A toxicidade ao alumínio é considerada um problema em solo ácido com $\text{pH} \leq 5,0$, por representar um valor limitante de crescimento para as plantas (GLOBAL RELVA, 2010). O acúmulo de Al^{+3} em plantas sensíveis é mais intenso nas raízes. Lesões radiculares provocadas pela toxicidade desse elemento podem causar desorganização das estruturas e das funções das membranas, paralisação da síntese de DNA e das mitoses, enrijecimento das paredes celulares, redução no alongamento celular e distúrbios na assimilação e no metabolismo mineral nos ápices das raízes (TICE; PARKER; DeMASON, 1992).

Tabela 3 - Dessorção de alumínio do lodo e seu biochar

Amostras	Conc. (mg/L)
Lodo pH 5	6,99
Lodo pH 6,5	11,58
Lodo pH 8,0	11,09
Biochar pH 5	9,83
Biochar pH 6,5	7,25
Biochar pH 8,0	6,48

Fonte: Aatoria Própria

A concentração do Al aumentou com o processo térmico (Tabela 1) o qual evidencia maiores valores para o *biochar*, entretanto a dessorção do Al foi menor

para o *biochar* (Tabela 3). O alumínio possivelmente se encontra em formas insolúveis ou mais insolúveis que no lodo.

O processo térmico favorece a estabilização da matéria-prima em formas insolúveis principalmente quando se aumenta o pH. Já que em maiores valores de pH a dessorção diminuiu de 9,8 mg/L para 6,5 mg/L.

5.3 TESTE DE TOXICIDADE COM *LACTUCA SATIVA*

No Gráfico 1 é apresentado o desenvolvimento germinativo das sementes de alface durante os três dias de incubação. Observa-se que o lodo de abatedouro de aves apresentou leve efeito fitotóxico sobre a germinação nas primeiras 24 horas, porém após 48 horas não foi mais observado diferença significativa em comparação ao *biochar* e o controle (água destilada).

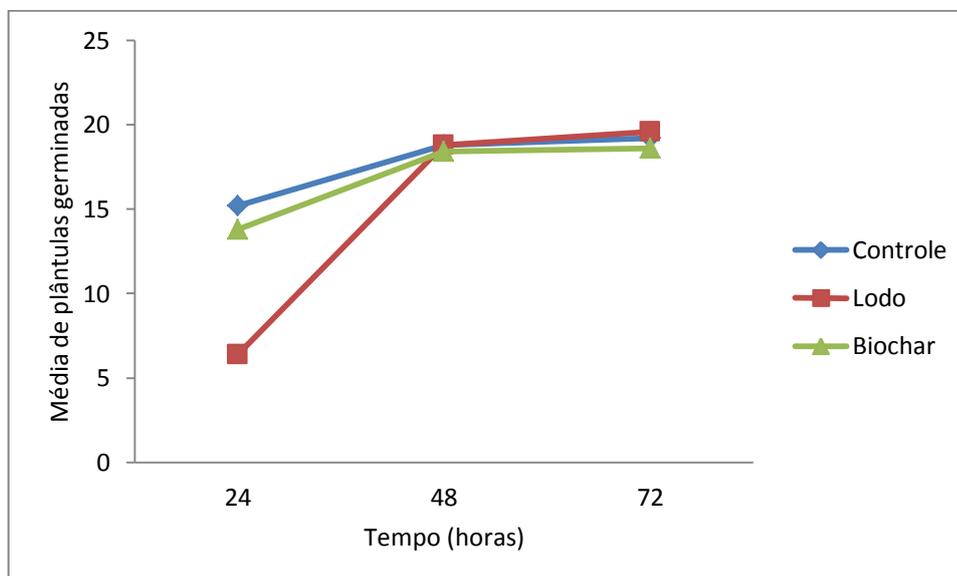


Gráfico 1- Média de plântulas germinadas em função do tempo de experimento

Fonte: Autoria Própria

Para as primeiras 24 horas de incubação, o lodo de floteador apresentou diferença significativa a 5% de significância, pelo teste de Tukey, em relação ao controle e o *biochar*, apresentando valor inferior na germinação, o que comprova o

efeito fitotóxico inicial (Tabela 4). Já para os demais dias, não houve diferença significativa entre os tratamentos.

Tabela 4 - Sementes germinadas após 24 h, 48 h e 72 h

Tratamento	Sementes germinadas (unid.)		
	24 horas	48 horas	72 horas
Controle	15,2 a	18,8 a	19,2 a
Lodo de flotador	6,4 b	18,8 a	19,6 a
Biochar	13,8 a	18,4 a	18,6 a

Fonte: Autoria Própria

Após os três dias de incubação foram determinados parâmetros de germinação das sementes e comprimento médio das raízes (Figura 3).



Figura 3 - Sementes germinadas após os três dias de incubação : (a) água, (b) lodo e (c) biochar.

Bazai; Achakzai (2006) relataram que efluentes domésticos e industriais em concentrações elevadas dificultam a germinação e crescimento de plântulas de *Lactuca sativa*, pelo acréscimo de íons cloreto que comprometem a osmorregulação, levando à falência organelas responsáveis por essa, o qual pode ter sido a causa desta toxicidade inicial do lodo na germinação das sementes de alface.

Na Tabela 5 são apresentados os resultados do índice de crescimento relativo (ICR) e do índice de germinação (IG).

Tabela 5 - Germinação média das sementes, ICR e IG das plântulas de alface germinadas

Tratamento	ICR	IG (%)
Controle	1,00 a	97,33 a
Lodo de flotador	0,83 b	84,63 a
Biochar	0,97 ab	94,05 a

Fonte: Autoria Própria

ICR: índice de crescimento relativo; IG: índice de germinação

*Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey.

Em relação ao índice de germinação, não houve diferença significativa entre os tratamentos a 5% de significância, pelo teste de Tukey, entretanto, o lodo de flotador apresentou o menor índice entre os tratamentos (84,63%).

O índice de crescimento relativo do lodo de flotador foi estatisticamente igual ao do *biochar*, mas diferente do controle (com água destilada), apresentando menor valor dentre os tratamentos (0,83). Já o biochar obteve *ICR* estatisticamente igual ao controle, o que indica menor toxicidade em relação ao lodo de flotador.

A tolerância ao estresse por metais e as concentrações que fazem deles contaminantes variam entre espécies. Em baixas concentrações alguns metais podem ser essenciais mas em altas concentrações apresentam efeito fitotóxico.

Li et al. (2005) avaliaram a toxicidade de Cd^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+} sobre a germinação de *Arabidopsis thaliana* L. e observaram que todos os metais apresentaram fitotoxicidade.

Em relação ao alumínio, alguns estudos têm mostrado que a inibição do crescimento da raiz é o sintoma visível mais rápido da toxicidade do Al em plantas (DEGENHARDT et al., 1998).

Em estudo realizado por Gordin et al. (2013) a altura, o comprimento das raízes e as massas secas da parte aérea e das raízes de plântulas de pinhão manso foram reduzidos de acordo com o aumento da concentração da solução de alumínio. Observou-se, na concentração de 20 mmol L⁻¹, redução de 87 e 90% da altura e comprimento das raízes, respectivamente, em comparação com a ausência de alumínio. Peixoto, Pimenta e Cambraia (2007) observaram diminuição no crescimento da parte aérea e do sistema radicular, e redução na formação de raízes laterais nas plantas de sorgo tratadas com alumínio, e também coloração amarelada nas folhas, característica de uma interferência sobre a biossíntese da clorofila.

Através dos resultados da dessorção de alumínio pode - se observar que a matéria - prima apresentou valores mais elevados em relação a seu *biochar*, o qual poderia explicar o menor valor do ICR para o lodo.

Considerando as categorias de toxicidade de acordo com os efeitos tóxicos observados no índice de crescimento relativo (ICR), apresentadas por YOUNG et al. (2012), o lodo de abatedouro de aves e seu *biochar* não apresentaram efeito significativo de toxicidade ($0,8 \leq \text{ICR} \leq 1,2$).

Quanto aos resultados de comprimento médio da raiz, biomassa fresca e biomassa seca de *Lactuca Sativa* germinadas em lodo de flotador, seu *biochar* e no controle (Tabela 6), não houve diferença significativa apenas para os resultados de biomassa seca.

Tabela 6 - Comprimento médio da raiz, massa fresca e massa seca das plântulas de alface germinadas

Tratamento	Comprimento de raízes (mm)	Biomassa fresca (g)	Biomassa seca (g)
Controle	25,62 a	0,16 a	0,014 a
Lodo de flotador	21,27 b	0,12 b	0,014 a
Biochar	24,91 ab	0,14 ab	0,013 a

Fonte: Autoria Própria

*Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey.

O comprimento médio das raízes foi menor no tratamento utilizando o lodo de flotador, entretanto, este foi estatisticamente igual ao uso do *biochar*. Quanto aos resultados de biomassa fresca, o tratamento controle apresentou maior média, mas foi estatisticamente igual ao tratamento utilizando o *biochar*.

6 CONCLUSÃO

- Foi possível o uso do lodo de flotador para produção de *biochar*, a 350°C por uma hora, com rendimento de 38,12%;

- As características do *biochar* produzido foram similares ao *biochar* provenientes de outras matérias-primas;

- O *biochar* de lodo de flotador apresentou dessorção de alumínio em água nos pH's de 5,0, 6,5 e 8,0;

- O lodo de abatedouro de aves e seu *biochar* não apresentaram efeito significativo de toxicidade. Entretanto, nas primeiras 24 horas, o lodo de flotador apresentou leve efeito fitotóxico na germinação de sementes de alface, e, de forma geral, o *biochar* obteve maiores resultados de ICR, IG, comprimento de raízes e biomassa fresca em relação ao lodo.

7 RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se para trabalhos futuros, avaliar o *biochar* em diferentes temperaturas de pirólise e realizar pesquisas com o *bio-óleo* o qual pode ser usado como biocombustível, sendo uma opção de aproveitamento do lodo proveniente de abatedouro de aves.

REFERÊNCIAS

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D1762-84**: chemical analysis of wood charcoal. West Conshohocken: ASTM International, 2007. 2 p Disponível em: <<http://www.astm.org>>. Acesso em: 10 nov. 2015.

_____. **ASTM 2864-10**: particle size distribution of granular activated of granular activated carbon. West Conshohocken: ASTM International, 2010. 6 p. Disponível em: <<http://www.astm.org>>. Acesso em : 10 nov. 2015.

_____. **ASTM D2854**: apparent density of activated carbon. West Conshohocken: ASTM International, 2009. 3 p. Disponível em: <<http://www.astm.org>>. Acesso em: 10 nov. 2015.

BAZAI, Zahoor. A; ACHAKZ, Abdul K. K. Effect of wastewater from Quetta city on germination and seedling growth of lettuce (*Lactuca sativa* L.). **Journal of Applied Sciences**, v.6, p.380-382, 2006. Disponível em: <<http://docsdrive.com/pdfs/ansinet/jas/2006/380-382.pdf>>. Acesso em: 20 mai. 2006.

BEUX, Simone. **Avaliação do tratamento de efluente de abatedouro em digestores anaeróbios de duas fases**. 2005. 98 f. Dissertação (Pós Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos) - Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós - Graduação, Universidade Estadual de Ponta Grossa, 2005. Disponível em: <<http://livros01.livrosgratis.com.br/cp091760.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2015.

BIBAR, Maria P. S. **Potencial agrícola de biocarvões provenientes de biomassas alternativas**. 2014. 101 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) - Instituto Agronômico de Campinas, SP, 2014. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/areadoinstitutoposgraduacao/dissertacoes/MARIA%20Paula%20Silveira%20Bibar.pdf>>. Acesso em: 22 mai. 2016.

BRAGA, Renato M. **Pirólise rápida catalítica do capim elefante utilizando materiais mesoporosos e óxidos metálicos para desoxigenação em bio-óleo**. 2012. 176 f. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia do Petróleo)-Programa de Pós - Graduação em Ciência e Engenharia do Petróleo, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2012. Disponível em: <http://repositorio.ufrn.br:8080/jspui/bitstream/123456789/13017/1/RenataMB_TESE.pdf> . Acesso em: 17 out. 2015.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa SDA nº 17**. Diário Oficial da União - Seção 1, nº 99, 21 de maio de 2007.

BRIDGWATER, A.V. Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. **Chemical Engineering Journal** 2002. Disponível em: <http://www.researchgate.net/publication/204978509_Bridgwater_A.V._Renewable_fuels_and_chemicals_by_thermal_processing_of_biomass._Chem._Eng._J._91_87-102>. Acesso em: 20 out. 2015.

CHIA, C.H.; GONG, B.; JOSEPH, S.D.; MARJO, C.E.; MUNROE, P.; RICH, A.M. Imaging of mineral -enriched *biochar* by FTIR, Raman and SEM-EDX . **Vibrational Spectroscopy**, Amsterdam, v. 62, p. 248-257, 2012.

CONZ, Rafaela F. **Caracterização de matérias-primas e biochars para aplicação na agricultura**. 2015. 132 f .Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo,2015. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-13052015-142608/pt-br.php>>. Acesso em: 17 out. 2015

DEGENHARDT, Jorg et al. Aluminum resistance in the Arabidopsis mutant alr - 104 is caused by an aluminum-induced increase in rhizosphere pH. **Plant Physiology**. Minneapolis, v.117, p. 19-27, 1998. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC35003/>>. Acesso em: 30 mai. 2016.

DEMIRBAS, Ayhan. Effects of temperature and particle size on bio-char yield from pyrolysis of agricultural residues. **Journal of Analytical and applied pyrolysis**. Amsterdam v. 72, n. 2, 2004.

DIAS, Bruno O.; SILVA, A. Carlos; HIGASHIKAWA, S. Fábio; ROIG, Assunción; SÁNCHEZ-MONEDERO, A. Miguel. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humidification. **Bioresource Technology**. Pg 1239 – 1246. Vol. 101. 2010.

DORADO, J.; LÓPEZ-FANDO, C.; ZANCADA, M.C.; ALMENDROS, G. Sorption - desorption of alachlor and linuron in a semiarid soil as influenced by organic matter properties after 16 years of periodic inputs. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Washington, v. 53, n. 13, p. 5359-5365, 2005.

DOWNIE, A.; CROSKY, A.; MUNROE, P. Physical properties of biochar. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (Ed.). **Biochar for environmental management science and technology**. London: Earthscan, 2009. P.13-29.

ENDERS, Akio; HANLEY, Kelly; WHITMAN, Thea; JOSEPH, Stephen; LEHMANN, Johannes. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. **Bioresource Technology**. 2012. Disponível em: <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.640.2595&rep=rep1&type=pdf>> . Acesso em: 22 mai. 2016.

GARCIA, J. C. **Degradação fotocatalítica artificial e solar de efluentes têxteis por processos oxidativos avançados utilizando TiO₂**. 2006. 180 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Estadual de Maringá. Paraná. 2006. Disponível em: <<http://nou-rau.uem.br/nou-rau/document/?view=vtls000165406>>. Acesso em: 20 mai. 2016

GLOBAL RELVA. **Anais**. Alumínio no solo. 2016. Disponível em: <http://globalrelva.org/index.php?option=com_content&view=article&id=297%3Asoil-aluminum&catid=108%3Asoils&Itemid=117>. Acesso em: 22 mai. 2016

GORDIN, Carla R. B. et al. Emergência de plântulas e crescimento inicial do pinhão manso exposto a alumínio. In: **Anais** Seminario: Ciências Agrárias, Londrina, v. 34, n. 1, p. 147-156, 2013.

HOOG, D.S; McLAREN, R.G; SWIFT, R.S. Desorption of copper from some New Zealand soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison v. 57, p. 361-366, 1993.

INTERNATIONAL BIOCHAR INITIATIVE. **Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil**. Disponível em: <http://www.biocharinternational.org/sites/default/files/IBI_Biochar_Standards_V1.1.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2015.

JOSEPH, S.; PEACOCKE, C.; LEHMANN, J.; MUNROE, P. Developing biochar classification and test methods. In: LEHMANN, J.; JOSEPH, S. (Ed.). **Biochar for environmental management science and technology**. New York. Earthscan, 2009.

LAIRD, David A.; BROWN, Robert C.; AMONETTE, James E.; LEHMANN, Johannes Review of the pyrolysis platform for coproducing bio-oil and *biochar*. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 3, n. 5, 2009. Disponível em: <http://www.researchgate.net/profile/Robert_Brown31/publication/227715832_Review_of_the_pyrolysis_platform_for_coproducing_biooil_and_biochar/links/00b7d52b20e9264bd4000000.pdf> . Acesso em: 17 out. 2015.

LEHMANN, Johannes.; JOSEPH, Stephen (Ed.). **Biochar for environmental management science and technology**. New York: Earthscan, 2009. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=iqrksC-PT1kC&oi=fnd&pg=PR3&dq=Biochar+for+environmental+management:+an+introduction&ots=FNdMIG7Yzn&sig=EO7_DqetBFC8Zu_8tnxR00qG02g#v=onepage&q&f=false>. Acesso em: 15 out. 2015.

LI, Weiqiang et al. Effects of heavy metals on seed germination and early seedling growth of *Arabidopsis thaliana*. **Plant Growth Regulation**, v.46, p.45-50, 2005. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/227045623_Effects_of_heavy_metals_on_seed_germination_and_early_seedling_growth_of_Arabidopsis_thaliana_J_Plant_Growth_Regul>. Acesso em: 22 mai. 2016

LOZANO, Sergio M. **Evaluación de labiomasa como recurso energético renovable em Cataluña**. 2009. 233 f. Tesis (Doctoral) - Universitat de Girona, 2009. Disponível em: <<http://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/7920/tsml1de1.pdf;jsessionid=5C0AEC28F5F72C1DBA7A5B6A1F50540A.tdx1?sequence=1>>. Acesso em: 17 out. 2015.

MAGNAN, Rafael B. **Análise da viabilidade técnica e financeira da substituição do coagulante cloreto férrico por policloreto de alumínio durante o processo físico - químico no tratamento de efluente de abatedouro avícola**. 2010. 53 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade de Passo Fundo, 2010. Disponível em: <<http://usuarios.upf.br/~engeamb/TCCs/2010-2/RAFAEL%20MAGNAN.pdf>>. Acesso em: 20 mai. 2016.

MARTINS, Gabriel C. **Materiais amenizantes com potencial para revegetação de áreas de mineração de zinco**. 2014. 153 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, 2014. Disponível em: <<http://repositorio.ufla.br/bitstream/1/2435/2/DISSERTA%3%87%C3%83O%20Materiais%20amenizantes%20com%20potencial%20para%20revegeta%C3%A7%C3%A3o%20de%20%C3%A1reas%20de%20minera%C3%A7%C3%A3o%20de%20zinc>>. Acesso em: 15 mai. 2016

MITCHELL, Jerry; DALLEY, Travis S.L; HELLEUR, Robert J. Preliminary laboratory production and characterization of biochars from lignocellulosic municipal waste. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, Amsterdam, v.99, p. 71-78, 2012.

MORÉS, Silvane. **Avaliação de parâmetros físico e químicos do efluente de uma grande indústria frigorífica de aves**. 2006. 25 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado)- Departamento de Química, Universidade Federal de Santa Catarina, 2006. Disponível em:

<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/105044/Silvane_Mores.pdf?squence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 17 out. 2015.

MOURA, Márcio C.S. et al. **Estudos multivariados de solos urbanos da cidade de Teresina**. 2006. Universidade Federal do Piauí, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422006000300005>. Acesso em: 22 mai. 2016

NETO, Délcio V. **Estudo da pirólise de lodo sanitário, visando sua valorização energética**. 2012. 95 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, 2012. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/96388>>. Acesso em: 10 out. 2015.

NÓBREGA, Ísis P. C. **Efeitos do biochar nas propriedades físicas e químicas do solo: sequestro de carbono no solo**. 2011. 38 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, 2011. Disponível em: <https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/4104/1/3PDF_Tese_ISIS.pdf>. Acesso em: 22 mai. 2016.

PARMAR, Aditya; NEMA, Prabhat K.; AGARWAL, Tripti. *Biochar production from agro -food industry residues: a sustainable approach for soil and environmental management*. **Current Science**, v. 107. nov. 2014. Disponível em: <<http://www.currentscience.ac.in/Volumes/107/10/1673.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2015.

PEIXOTO, Paulo H.P.; PIMENTA, Daniel S.; CAMBRAIA, José. **Alterações morfológicas e acúmulos de compostos fenólicos em plantas de sorgo sob estresse de alumínio**. *Bragantina*, vol. 66, núm. 1, 2007, p. 17-25 Instituto Agrônômico de Campinas. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90866103>> .

PELEGRINI, N.N.B.; Paterniani, J.E.S.; Carniato, J.G.; Silva, N.B. e Pelegrini, R.T. Estudo da sensibilidade de sementes de *Eruca sativa* (rúcula) utilizando substâncias tóxicas para agricultura. In: **Anais XXXV CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA (CONBEA)** João Pessoa, PB. 2006.

RAJKOVICK, S.; ENDERS, A.; HANLEY, K.; HYLAND, C; ZIMMERMAN, A.R.; LEHMANN, J. Corn growth and nitrogen nutrition after additions of *biochars* with varying properties to a temperate soil. **Biology and Fertility of Soils**, New York, v.48, p. 271-284, 2011.

REIS, Iolanda M. S. **Cádmio, cobre e cromo em solo e plantas de milho após quinze anos de aplicações anuais de lodo de esgoto**. 2014. 58 f. Tese

(Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, UNESP, 2014.

Disponível em:

<<http://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/113996/000802305.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 22 mai. 2016

RODRIGUES, LUIZ C. de A. et al. Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.10, p.1099–1108, 2013.

SENA, Rênio F. de. **Avaliação da biomassa obtida pela otimização da flotação de efluentes da indústria de carnes para geração de energia**. 2005. 83 f. Tese (

Mestrado em Engenharia Química) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, 2005. Disponível em:

<<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/102659/213685.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 10 out. 2015.

_____. **Tratamento de efluentes da indústria de processamento de carnes utilizando flotação por ar dissolvido e processos de oxidação avançada**. 2009.

123 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, 2009. Disponível em:

<<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/92710/264308.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 10 out. 2015.

SINDIAVIPAR. Sindicato das Indústrias de Produtos Avícolas do Estado do Paraná (Curitiba). Estatística do abate de frangos, ano 2015. Disponível em:

<<http://www.sindiavipar.com.br/index.php?modulo=8&acao=detalhe&cod=1001>>. Acesso em: 10 out. 2015.

SOUSA, Alex A. T. C. de. **Biochar de lodo de esgoto: efeitos no solo e na planta no cultivo de rabanete**. 2015. 63 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) -

Programa de Pós - Graduação em Agronomia, Universidade de Brasília (UnB), 2015. Disponível em:

<http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/17926/1/2015_AlexAntonioTorresCortesSousa.pdf>. Acesso em: 20 mai. 2016.

TICE, Kathy R.; PARKER, David R.; DeMASON, Darleen A. Operationally defined apoplastic and symplastic aluminum fractions in root tips of aluminum-intoxicated wheat. **Plant Physiology, Rockville**, v. 100, n. 1, p. 309-318, 1992. Disponível em:

<<http://www.plantphysiol.org/content/100/1/309.full.pdf>> . Acesso em: 22 mai. 2016.

YOUNG, Brian J.; RIERA, Nicolás I.; BEILY, María E.; BRES, Patricia A.; CRESPO, Diana C.; RONCO, Alicia E. Toxicity of the effluent from anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. In: **Ecotoxicology and Environmental Safety** v.76.p.182–186. 2012.

ZANOTTO, Dirceu L. et al. **Flotado de efluentes de frigorífico de suínos e aves - 1. Composição química**. Comunicado Técnico 440. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento . 2006. Acesso em : 20 mai. 2016.