



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE
SANTANA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS
GENÉTICOS VEGETAIS**



ADRIANO COSME PEREIRA LIMA

**TRANSLOCAÇÃO DE CHUMBO EM FEIJÃO COMUM
(*Phaseolus vulgaris* L.) CULTIVADOS EM ADUBOS
ORGÂNICOS PRODUZIDOS COM *Salvinia auriculata* Aubl.
(SALVINIACEAE) E *Cabomba caroliniana* A. Gray
(CABOMBACEAE) DOS MARIMBUS-ANDARAÍ-CHAPADA
DIAMANTINA-BA-BRASIL**

Feira de Santana-BA

2017

ADRIANO COSME PEREIRA LIMA

**TRANSLOCAÇÃO DE CHUMBO EM FEIJÃO COMUM
(*Phaseolus vulgaris* L.) CULTIVADOS EM ADUBOS
ORGÂNICOS PRODUZIDOS COM *Salvinia auriculata* Aubl.
(SALVINIACEAE) E *Cabomba caroliniana* A. Gray
(CABOMBACEAE) DOS MARIMBUS-ANDARAÍ-CHAPADA
DIAMANTINA-BA-BRASIL**

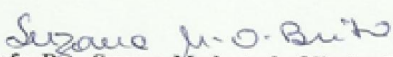
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos Vegetais, da Universidade Estadual de Feira de Santana para obtenção do título de Doutor em Recursos Genéticos Vegetais.

Orientador: Prof. Dr. Flávio França

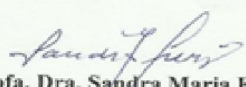
Co-Orientadora: Prof^a. Dr^a Taíse Bomfim de Jesus

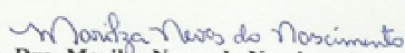
Feira de Santana-BA
2017


BANCA EXAMINADORA


Profa. Dra. Suzana Modesto de Oliveira Brito
Universidade Estadual de Feira de Santana - UEFS


Profa. Dra. Kelly Regina Batista Leite
Universidade Federal da Bahia - UFBA


Profa. Dra. Sandra Maria Furiam Dias
Universidade Estadual de Feira de Santana - UEFS


Profa. Dra. Marilza Neves do Nascimento
Universidade Estadual de Feira de Santana


Prof. Dr. Flávio França
Universidade Estadual de Feira de Santana - UEFS
Orientador e Presidente da Banca

Ficha Catalográfica – Biblioteca Central Julieta Carteado

Lima, Adriano Cosme Pereira

L696t Translocação de chumbo em feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivados em adubos orgânicos produzidos com *Salvinia auriculata* Aubl. (Salviniaceae) e *Cabomba caroliniana* A. Gray (Cabombaceae) dos Marimbus-Andaraí-Chapada Diamantina-Ba-Brasil / Adriano Cosme Pereira Lima. – Feira de Santana, 2017.

152 f. : il.

Orientador: Flávio França.

Coorientadora: Taíse Bomfim de Jesus.

Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Feira de Santana, Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos Vegetais, 2017.

1. *Phaseolus vulgaris* – Translocação de chumbo. 2. Feijão comum – Efeitos dos metais pesados. 3. *Salvinia auriculata* – Compostagem. 4. *Cabomba caroliniana* – Compostagem. 4. Metais pesados – Pantanal de Marimbus – Chapada Diamantina, Ba. I. França, Flávio, orient. II. Jesus, Taíse Bomfim de, coorient. III. Universidade Estadual de Feira de Santana. IV. Título.

CDU: 582.739

“A minha mãe pelo constante incentivo aos estudos que me proporcionou esse grande sonho e a todos meus familiares que acreditaram e incentivaram.”

AGRADECIMENTOS

A Deus, que em todos os momentos de minha vida está presente, dando equilíbrio e sabedoria para esta longa caminhada, guiando com sua luz divina.

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos Vegetais do Departamento de Biologia- UEFS.

Ao apoio financeiro do projeto "Pesquisas Ecológicas de Longa Duração - PELD financiado pelo CNPq e do Laboratório de Saneamento – LABSAN/LABOTEC/UEFS-BA.

Aos professores Dr. Flávio França e Dr^a. Efigênia de Melo por orientarem este trabalho, contribuindo com suas valiosas sugestões, dedicação e paciência o que me proporcionou confiança na concretização deste trabalho.

A minha família pelo apoio, paciência e incentivo neste trabalho.

Ao Fabinho, morador da cidade de Andaraí-BA, que esteve sempre presente nas minhas visitas de campo, pois foi uma pessoa fundamental no qual possibilitou maior confiança e facilidade ao acesso do Pantanal dos Marimbus durante as coletas.

As colegas e amigas do Laboratório de Saneamento Dione, Tahise e Leilane pelo incentivo, companheirismo e pela grandiosa ajuda nas atividades laboratoriais durante a concretização deste trabalho.

Aos colegas e amigos do Labotec I, pela constante boa vontade, bom humor e compreensão em atender as minhas solicitações.

Ao professor Dr. Luciano Mendes Vaz (in memorian), pela confiança e apoio que desde o início dos trabalhos sempre se fez presente.

A minha amiga e colega Maria Auxiliadora e família pela constante disponibilidade em participar na construção desse trabalho.

Aos meus amigos que conquistei durante o doutorado Arlian, Paulo, Carla Tatiana e seu Bené, que tornaram o meu trabalho mais prazeroso nas horas de viagem e coleta.

Ao grande amigo Prof. Dr. José Renato Sena Oliveira, que esteve sempre presente na minha trajetória acadêmica e que tenho grande admiração.

A amiga Dalila pelo grandioso auxílio e descontração nos momentos de estudo.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a concretização desta conquista.

RESUMO

LIMA, A.C.P. **Translocação de chumbo em feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivados em adubos orgânicos produzidos com *Salvinia auriculata* Aubl. (Salviniaceae) e *Cabomba caroliniana* A. Gray (Cabombaceae) dos Marimbus-Andaraí-Chapada Diamantina-Ba-Brasil.** 152 f. Tese (Doutorado em Recursos Genéticos Vegetais) - Universidade Estadual de Feira de Santana - (UEFS), Feira de Santana, BA, 2017.

Ao longo dos últimos anos, os ambientes lênticos vêm sofrendo com a degradação da qualidade e quantidade de suas águas, devido à intensa atividade antrópica. Os estudos das análises de metais pesados em água, sedimento e macrófitas aquáticas constituem um dos passos fundamentais para o gerenciamento e monitoramento dos ambientes lênticos, visto que eles representam grandes riquezas naturais para diversas atividades na economia, na saúde, no paisagismo e até mesmo na ciclagem de nutrientes. Como parte deste ecossistema encontram-se as macrófitas aquáticas que devido a sua grande produção de biomassa, podem ser reutilizadas na agricultura como composto orgânico por meio da compostagem. Os compostos orgânicos exercem grandes benefícios físicos, químicos e biológicos ao solo e aos vegetais. Contudo, os metais pesados provenientes dos fertilizantes químicos, quando usados indiscriminadamente, podem ser acumulados em excesso nos tecidos de macrófitas aquáticas. Isso pode inviabilizar seu uso como composto orgânico, pois podem ser translocados para as partes comestíveis dos vegetais como frutos e sementes causando sérios riscos a saúde do homem e dos animais. Neste sentido, este trabalho teve como objetivo quantificar o teor de metais pesados dos compartimentos (água, sedimento, *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*) do Pantanal dos Marimbus, caracterizar os compostos orgânicos provenientes das macrófitas e determinar a presença dos metais pesados Pb e Cd nos grãos de feijão em função das legislações pertinentes para cada material. Foram coletadas as amostras de água, sedimento, *S. auriculata* e *C. caroliniana*. Realizou-se o processo de compostagem aeróbia com as macrófitas no qual foram analisados os teores de pH, temperatura, nutrientes e umidade. Realizou-se o plantio de feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.) com compostos orgânicos proveniente das macrófitas. Posteriormente a cada etapa, foram analisados os metais pesados nas amostras de água, sedimento, *Salvinia auriculata*, *Cabomba caroliniana*, compostos orgânicos e grãos de feijão pelo método de Espectrofotometria de absorção atômica de chama ar-acetileno. Em relação à água e sedimento, os resultados obtidos

evidenciaram que os teores de metais pesados estão dentro dos limites pela legislação vigente. As matérias primas utilizadas como substratos na compostagem apresentaram parâmetros físicos e químicos satisfatório como compostos orgânicos para serem aplicados nas atividades agrícolas. Já com relação à presença de metais pesados nos grãos de feijão, foi detectado Pb com limites inadequados para consumo humano. Dessa forma, concluiu-se que as macrófitas são de vital importância para garantir os diversos usos da água no manancial hídrico e viáveis para produção de compostos orgânicos, porém podem ser utilizados na agricultura com restrições.

Palavras-chave: Ambientes lênticos. Compostagem. Toxicidade.

ABSTRACT

LIMA, A.C.P. **Translocation of lead in common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) grown in organic fertilizers produced with *Salvinia auriculata* Aubl. (Salviniaceae) and *Cabomba caroliniana* A. Gray (Cabombaceae) of the Marimbus-Andaraí-Chapada Diamantina-Ba-Brazil.** 152 f. Tese (Doutorado em Recursos Genéticos Vegetais) - Universidade Estadual de Feira de Santana - (UEFS), Feira de Santana, BA, 2017.

Over the past few years, lentic environments have been suffering from the degradation of the quality and quantity of their waters, due to intense anthropogenic activity. However, studies from the analyses of heavy metals in water, sediments and aquatic macrophytes constitute one of the fundamental steps for lentic environment management and monitoring, since they represent major natural resources for various activities in the economy, health, landscaping, and even in the cycling of nutrients. As a part of this ecosystem, the aquatic macrophytes can, due to their great production of biomass, be reused in agriculture as organic fertilizers by means of composting. Organic fertilizers exert great physical, chemical, and biological benefits to the soil and vegetation. However, the heavy metals that come from fertilized chemicals, when used indiscriminately, can accumulate in excess in the tissue of aquatic macrophytes. This can make their use as organic fertilizers inviable, because they can be translocated to the edible parts of the vegetation, such as the bean grains, causing serious health risks to humans and animals. In this sense, this work had as an aim: quantify the level of heavy metals in the compartments (water, sediments, *Salvinia auriculata*, and *Cabomba caroliniana*) from the Marimbus wetlands; characterize the organic fertilizers stemming from aquatic macrophytes and determine the presence of the heavy metals Pb and Cd in the bean grains according to the relevant legislation for each material. Samples were collected from water, sediments, *S. auriculata* and *C. caroliniana*. The process of aerobic composting with macrophytes was done in which the levels of pH, temperature, nutrients and humidity were analyzed. The planting of the common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) was effectively implemented with organic fertilizers coming from the macrophytes. Subsequently, in each step, heavy metals were analyzed in samples of water, sediments, *Salvinia auriculata*, *Cabomba caroliniana*, organic fertilizers and bean grains through the air-acetylene flame atomic absorption spectrophotometry method. In relation to water and sediments, the results obtained showed that the levels of heavy metals are within the limits established by the current legislation. The raw materials used as substrates in the composting showed

satisfactory physical and chemical parameters as organic components to be applied in agricultural activities. As to the presence of heavy metals in bean grains, a Ph was detected with inadequate levels for human consumption. Thus, it was concluded that the macrophytes are of vital importance to guarantee the various uses of water in the hydric sources as well as viable for the production of organic fertilizers, but they should be used in agriculture with restrictions.

Key words: lentic Anvironments. Composting. Toxicity.

LISTA DE ABREVIATURAS

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária

C/N – Carbono/Nitrogênio

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DTEC - Departamento de Tecnologia

EPA – Agência de Proteção Ambiental Americana

FAO – Organização Mundial para a Alimentação e Agricultura

Ha – Hactare

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IN – Instrução Normativa

IUCN – Internacional Union for Conservation of Nature and Natural Resources

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

mg.Kg⁻¹ – miligrama por quilograma

mm – milímetro

MO – Matéria Orgânica

OMS – Organização Mundial da Saúde

ONGs – Organizações não Governamentais

PEL – Probable Effect Level

PRONAF – Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar

PRONAMP – Programa Nacional de Apoio ao Médio e Produtor

PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

SQGs – Sediment Quality Guidelines

TEL – Threshold Effect Level

UEFS - Universidade Estadual de Feira de Santana

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Formas de vida das macrófitas aquáticas	31
Figura 2.	Distribuição da família Cabombaceae	34
Figura 3.	Morfologia da <i>Cabomba caroliniana</i>	35
Figura 4.	Distribuição da família Salviniaceae	37
Figura 5.	Morfologia da <i>Salvinia auriculata</i>	38
Figura 6.	Esquema da degradação da matéria orgânica	40
Figura 7.	Curva de variação de temperatura durante o processo de compostagem	44
Figura 8.	Mapa da produção agrícola – Feijão	52
Figura 9.	Área de estudo e pontos de coletas no Pantanal dos Marimbus	80
Figura 10.	Coleta, preparo e análise de amostra de água coletadas no Pantanal dos Marimbus-Chapada Diamantina, Bahia. Laboratório de Saneamento-UEFS	82
Figura 11.	Coleta, preparo e análise de amostra de sedimento coletadas no Pantanal dos Marimbus-Chapada Diamantina, Bahia. Laboratório de Saneamento-UEFS	83
Figura 12.	Ensaio de granulometria do sedimento. Laboratório de Geotecnia-UEFS	84
Figura 13.	Coleta, preparo e análise de amostra de <i>Salvinia auriculata</i> e <i>Cabomba caroliniana</i> coletadas no Pantanal dos Marimbus-Chapada Diamantina, Bahia. Laboratório de Saneamento-UEFS	85
Figura 14.	Coleta de <i>Salvinia auriculata</i> e <i>Cabomba caroliniana</i> no Pantanal dos Marimbus-Chapada Diamantina, Bahia	100
Figura 15.	Localização da área de compostagem-EEA-UEFS	101
Figura 16.	Aspecto visual das pilhas de compostagem <i>Cabomba caroliniana</i> (A) e <i>Salvinia auriculata</i> (B)	103
Figura 17.	Variação da temperatura x tempo durante a compostagem no tratamento <i>Salvinia auriculata</i> e <i>Cabomba caroliniana</i>	105
Figura 18.	Variação da umidade x tempo durante a compostagem no tratamento <i>Salvinia auriculata</i> e <i>Cabomba caroliniana</i>	109
Figura 19.	Variação do pH x tempo durante a compostagem no tratamento <i>Salvinia auriculata</i> e <i>Cabomba caroliniana</i>	111

Figura 20.	Composto orgânico obtido: (A) <i>Salvinia auriculata</i> e (B) <i>Cabomba caroliniana</i>	117
Figura 21.	Casa de Vegetação – Campus UEFS	127
Figura 22.	Sementeira	128
Figura 23.	Plantio definitivo	129
Figura 24.	Aspecto visual das plantas de feijão (<i>Phaseolus vulgaris</i> L.) durante os estádios fenológicos no tratamento com <i>Salvinia auriculata</i> (A) e <i>Cabomba caroliniana</i> (B)	137
Figura 25.	Aspecto visual das plantas de feijão (<i>Phaseolus vulgaris</i> L.) durante os estádios fenológicos no tratamento com Húmus (A) e Areia lavada (B)	135

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Classificação granulométrica das partículas do sedimento, conforme Resolução CONAMA nº 344/2004	29
Tabela 2.	Valores de referências de metais pesados nos sedimentos segundo Resolução CONAMA nº 344/2004	30
Tabela 3.	Valores de referência segundo <i>Canadian Council of Ministers of the Environment</i> (CCME)	30
Tabela 4.	Valores mínimos e tolerados permitidos para composto orgânico	49
Tabela 5.	Concentração máxima permitida de substâncias inorgânicas presentes em lodo de esgoto ou derivados conforme as legislações pertinentes (IN 27/06, Resolução 375/06, Cetesb)	50
Tabela 6.	Teores permissíveis de metais pesados (mg.Kg^{-1}) no composto de lixo urbano em alguns países da Europa e Estados Unidos	51
Tabela 7.	Valores de limite de detecção utilizados no espectrofotômetro de absorção atômica de chama	87
Tabela 8.	Concentração de metais pesados em água em diferentes pontos dos Marimbus	87
Tabela 9.	Classificação granulométrica dos sedimentos de fundo	89
Tabela 10.	Concentração de metais pesados em sedimento em diferentes pontos dos Marimbus	89
Tabela 11.	Concentração de metais pesados em <i>Salvinia auriculata</i> em diferentes pontos dos Marimbus	90
Tabela 12.	Concentração de metais pesados em <i>Cabomba caroliniana</i> em diferentes pontos dos Marimbus	91
Tabela 13.	Metodologia, periodicidade da coleta de amostras, unidade e método analítico para determinação das características físico-químicas do composto	102
Tabela 14.	Caracterização física e química das matérias primas utilizadas nos processos de compostagens	102
Tabela 15.	Concentração de nutrientes presentes durante o processo de compostagem	113
Tabela 16.	Características físico-químicas do substrato de cada tratamento (mg.Kg^{-1})	132
Tabela 17.	Valores médios e desvio padrão do teor de metal pesado (Pb) presentes nos	139

grãos de feijão (mg.Kg^{-1}) em cada tratamento

LISTA DE QUADROS

Quadro 1.	Origem antrópica, valores toleráveis e toxicidade dos metais pesados nos vegetais	24
Quadro 2.	Fases fenológicas do feijão	57
Quadro 3.	Distribuição de plantas aquáticas presentes em ambientes lênticos	77

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	15
OBJETIVOS	17
Geral	17
Específicos	17
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
Ambientes Lênticos	18
Ambientes Aquáticos e Efeitos da Contaminação	20
Metais Pesados	22
Sedimento	28
Macrófitas Aquáticas	31
Compostagem	38
A Cultura do Feijão	51
Referências	62
CAPÍTULO 1 – AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS DE METAIS PESADOS NO PANTANAL DOS MARIMBUS-BAHIA – BRASIL	
1.1 Introdução	76
1.2 Área de Estudo	78
1.3 Material e Métodos	81
1.4 Delineamento Estatístico	87
1.5 Resultados e Discussão	87
1.6 Conclusões	92
1.7 Agradecimentos	92
1.8 REFERÊNCIAS	92
CAPÍTULO 2 – BIODEGRADAÇÃO DE <i>Salvinia auriculata</i> Aubl. (Salviniaceae) E <i>Cabomba caroliniana</i> A. Gray (Cabombaceae) PELO PROCESSO DE COMPOSTAGEM	
2.1 Introdução	97
2.2 Material e Métodos	100
2.3 Delineamento Estatístico	104
2.4 Resultados e Discussão	104

2.5 Conclusão	117
2.6 Agradecimentos	118
2.7 REFERÊNCIAS	118
CAPÍTULO 3 – TRANSLOCAÇÃO DO CHUMBO (Pb) EM <i>Phaseolus vulgaris</i> L. (LEGUMINOSAE) CULTIVADOS EM COMPOSTOS ORGÂNICOS PROVENIENTE DE <i>Salvinia auriculata</i> Aubl. (SALVINIACEAE) E <i>Cabomba caroliniana</i> A. Gray (CABOMBACEAE)	
3.1 Introdução	123
3.2 Material e Métodos	126
3.3 Delineamento Estatístico	131
3.4 Resultados e Discussão	131
3.5 Conclusão	141
3.6 Agradecimentos	142
3.7 REFERÊNCIAS	142
CONCLUSÃO GERAL	148
RECOMENDAÇÕES	148

1 INTRODUÇÃO GERAL

A água tem diversos usos desde o surgimento da humanidade e sempre foi determinante não só para a sobrevivência dos seres vivos, como também para o desenvolvimento econômico. Contudo, estudos têm revelado que nos últimos anos a qualidade ambiental das bacias hidrográficas tem sido comprometida, pelas atividades antrópicas sem planejamento, o que tem contribuído para a degradação da qualidade e disponibilidade de água (ALMEIDA-FUNO et al. 2010; TORRES et al. 2013; SILVA et al. 2015).

Os principais problemas ambientais que têm acometido os rios, áreas alagadas, brejos, pântanos, lagos e lagoas são advindos dos grandes volumes de resíduos que são descartados de forma pontual ou difusa, sem tratamento, provenientes das atividades industriais, domésticas e agrícolas, causando sérios problemas ambientais. Somando-se a isso, há ainda a destruição das matas ciliares e degradação dos solos que contribuem para o agravamento desse problema (PAIVA, 2008; ALMEIDA-FUNO et al. 2010; PIRES, 2011; BARBOSA et al. 2012; KUHLMANN et al. 2014).

Segundo Rai (2010), os ambientes lênticos, que consistem de mananciais de água parada, são mais propícios a acumular substâncias de origem externa, causando alterações nas características físicas e químicas devido à baixa capacidade de dispersão de poluentes.

Análises de compartimentos aquáticos têm constatado elementos químicos acima dos limites permissíveis pela legislação nos ecossistemas aquáticos (RAI, 2010; TRINDADE et al. 2012; DE JESUS et al. 2015).

Neste contexto, devido à quantidade e diversidade de resíduos que alcançam os corpos d'água, vários elementos orgânicos e inorgânicos podem se acumular nos diversos compartimentos do ambiente, como água, sedimento e a biota, tornando-se potencialmente tóxicos, a depender das condições ambientais que se encontram, comprometendo todo o ecossistema.

Conforme Chandra e Kulshreshtha (2004), Shanker et al. (2005), Ali et al. (2013), Uysal (2013) e Khan et al. (2015), os maiores problemas de alguns elementos químicos nos diferentes compartimentos são a toxicidade e permanência no ambiente, podendo ser transferidos e acumulados dentro da cadeia trófica e se tornarem mais impactantes nos organismos.

Dentre esses elementos químicos, encontram-se naturalmente os metais pesados, tais como chumbo (Pb), cobre (Cu), níquel (Ni), zinco (Zn) e cádmio (Cd) nos ecossistemas

aquáticos, quando presentes em quantidades elevadas na água, podem inviabilizar seus diversos usos, tais como: abastecimento doméstico, recreação, turismo, dessedentação de animais, irrigação de culturas consumidas cruas, pesca e mergulho, por ocasionar efeitos tóxicos nos animais, nos vegetais e na saúde humana via cadeia alimentar. Por outro lado, alguns desses elementos químicos (Zn e Cu) nos ambientes aquáticos (água e sedimento) servem de nutrientes minerais para o desenvolvimento de diversas plantas aquáticas (SILVA et al. 2007; KABATA-PENDIAS, 2010; SILVA et al. 2015).

Dentro do grupo dos vegetais aquáticos, encontram-se as macrófitas que exercem grande importância ambiental e ecológica, tanto em ambientes aquáticos como terrestres, pois ecologicamente funcionam como refúgio de aves e predadores, servem de substrato para as algas e invertebrados, são fornecedores de alimentos para peixes e anfíbios e, além de participar do equilíbrio dos ciclos biogeoquímicos, funcionam como absorvedores de metais pesados e outros elementos químicos (ESTEVES, 1998; TUNDISI & TUNDISI, 2008; SHABANI e SAYADI, 2012; SILVA et al. 2014).

Neste contexto, observa-se o grande destaque do Pantanal dos Marimbus, que é um ambiente rico em espécies de macrófitas aquáticas e que recebe as águas provenientes de diversas cidades baianas, como Mucugê, Andaraí e Lençóis, historicamente envolvidas com o garimpo de diamantes e que, atualmente, são polos turísticos de grande relevância.

Entre as espécies de macrófitas presentes no Pantanal dos Marimbus, destacam-se em seu espelho d'água as populações de *Salvinia auriculata* Aubl. e *Cabomba caroliniana* A.Gray. Entretanto, a grande produção de biomassa vegetal produzida por essas espécies pode gerar efeitos negativos, não só na qualidade como na quantidade das águas e nos seus diversos usos, com a formação de lodo, redução da profundidade, aumento da demanda de oxigênio, liberação de mau cheiro, redução da circulação das águas, falta de luminosidade, contribuindo com isso para a eutrofização, inviabilizando a navegação, a pesca e as atividades recreativas (BRANCO, 1986).

Para evitar esse acúmulo no ambiente, as macrófitas aquáticas constituem excelente matéria prima na aplicação da compostagem, por conter, em seus tecidos, nutrientes essenciais proporcionando aos agricultores um adubo orgânico de baixo custo, com capacidade de melhorar as condições estruturais e nutricionais do solo (SILVA et al. 2011).

Contudo, os metais pesados, que podem estar contaminando a água, podem tornar o emprego da compostagem inviável, pois, a depender do nível de concentração e da espécie vegetal, podem ser translocados para as partes aéreas das plantas cultivadas, principalmente grãos e sementes que são destinados ao consumo humano (KABATA-PENDIAS, 2010).

Diante do exposto, este trabalho partiu das seguintes hipóteses: há acúmulo de metais pesados em plantas aquáticas da área em estudo; o metal pesado presente no composto de *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*, quando utilizado como composto orgânico na cultura do Feijão (*Phaseolus vulgaris*), pode ser translocado para os grãos da planta.

Nesse contexto, este trabalho justifica-se pela ausência de dados químicos nos diferentes compartimentos do Pantanal dos Marimbus, mesmo tendo sido esta região historicamente explorada por atividades do garimpo e, atualmente, pela pastagem e o agronegócio. A adoção da biomassa de macrófitas *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana* como compostos orgânicos permite sua aplicação em atividades agrícolas, como alternativa para a gestão dos mananciais hídricos.

2 OBJETIVOS

Geral

Avaliar o teor e a translocação dos metais pesados presentes em compostos orgânicos de *Salvinia auriculata* Aubl. e *Cabomba caroliniana* A. Gray utilizados no cultivo de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.).

Específicos

1. Avaliar o teor de Pb, Cu, Ni, Zn e Cd nos compartimentos aquáticos (água, sedimento, *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*);
2. Caracterizar os compostos orgânicos produzidos por populações de *S. auriculata* e *C. caroliniana* por meio dos parâmetros físico-químicos (nitrogênio, carbono, matéria orgânica, pH, umidade, temperatura);
3. Caracterizar o teor de macro e micronutriente presente nos compostos orgânicos;
4. Determinar se os metais pesados Pb e Cd são translocados para os grãos de feijão.
5. Determinar a concentração de Pb e Cd nos grãos do *Phaseolus vulgaris* cultivados com compostos orgânicos de *S. auriculata* e *C. caroliniana*;
6. Avaliar a viabilidade dos grãos de *Phaseolus vulgaris* para fins alimentícios quando plantados com compostos orgânicos de *S. auriculata* e *C. caroliniana*.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Ambientes Lênticos

A água acumula-se na superfície terrestre por meio do ciclo hidrológico e é responsável pelas diversas formas de vida que compõem a biosfera. Dessa forma, devido às condições geológicas e hidrológicas, o Brasil destaca-se no cenário mundial quanto ao armazenamento e disponibilidade de água, detendo entre 12% a 16% de toda a água doce do planeta Terra (PHILIPPI Jr. 2005; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Em função das geomorfologias e das dinâmicas dos cursos das águas, formar-se-ão os mananciais hídricos, rios, lagos, represas, brejos, pântanos ou áreas alagadas, compondo as águas da superfície terrestre. Esta disponibilidade de água tem papel relevante na demanda para os diversos usos, como as necessidades básicas da população, matéria prima nas atividades industriais, produção agrícola e no desenvolvimento econômico do país (REBOUÇAS, 2006).

Estes mananciais hídricos são os agentes principais que vão compor as bacias hidrográficas, que alguns autores (MOTA, 1995; REBOUÇAS, 2006; MACHADO & TORRES, 2012) definem como áreas geográficas que acumulam suas águas juntamente com os sedimentos, matéria orgânica e materiais dissolvidos que são escoados ou percolados pela ação do ciclo hidrológico e que podem apresentar características de ambientes lóticos ou lênticos.

Tundisi & Tundisi (2008) e Rocha (2011) definem ambientes lóticos como aqueles que compõem de águas em constante movimento na superfície terrestre. Em contrapartida, os ambientes lênticos constituem corpos d'água que apresentam características com pouca profundidade, águas paradas, e podem estar ou não permanentemente interligados com o rio, podendo sofrer variações de cheias e vazantes em função dos ciclos hidrológicos.

Para Rebouças (2006), Tundisi & Tundisi (2008) e Tallini (2010), as áreas alagadas ou pântanos são constituintes de ambientes lênticos de uma determinada bacia hidrográfica, geralmente coberta por água em boa parte do ano, mas que pode sofrer alterações provocadas por mudanças climatológicas. Geralmente, a composição paisagística e a ecológica dos ambientes lênticos encontra-se em equilíbrio dentro da sua dinâmica natural, compondo um dos ecossistemas de maior produtividade da superfície terrestre.

O Brasil possui alguns destes ecossistemas lênticos, conhecidos como áreas alagadas ou pântanos, compondo áreas de proteção ambiental, parques e reservas nacionais como, por

exemplo, a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, localizada no Estado do Amazonas, que cobre cerca de 1.124.000 hectares de florestas alagáveis; o Parque Nacional do Pantanal Matogrossense, no estado do Mato Grosso, com área de 135.000 hectares. Na Bahia, o Pantanal dos Marimbus, localizado no Parque Nacional da Chapada Diamantina, abrange cerca de 11.103 hectares de áreas inundáveis (SANTOS & CARAMASCHI, 2008; FRANÇA et al. 2010; PIRES, 2011).

Ecologicamente, estas áreas exercem grande importância por oferecerem vários benefícios ao homem e ao meio ambiente, como sua capacidade de tamponamento, disponibilidade de água, fornecimento de águas mais límpidas, controle de inundações, recarga de reservas dos aquíferos e, além de representar áreas de reprodução, funcionam como zona de refúgio para muitas espécies animais (TUNDISI & TUNDISI, 2008; PIRES, 2011).

Tendo em vista as riquezas e funções desses ambientes, deve-se enfatizar que, nos últimos anos, esses ecossistemas têm despertado cada vez mais o interesse do homem devido a sua diversidade biológica, proporcionando grandes reservatórios para sobrevivência e qualidade de vida das populações ribeirinhas, pelas atividades pesqueiras, o agronegócio, a agricultura familiar, polos turísticos, paisagístico, recreativo, cultural e social, desempenhando um papel relevante na vida social e econômica da região (STEINKE e SAITO, 2008; PIRES, 2011).

Rocha (2011) considera as áreas alagadas um dos ecossistemas de maior potencial ecológico devido à heterogeneidade de espécies vegetais e animais, que se alternam durante os períodos de secas e cheias.

Atualmente, as preocupações relativas à qualidade e quantidade das águas têm sido intensificadas em toda esfera social, política e científica e o mesmo tem acontecido com as áreas alagadas ou pântanos.

Almeida-Funo et al. (2010) sinalizam que, devido à retirada das matas ciliares e a queima da vegetação, dando lugar as atividades agropastoris, os descartes de resíduos urbanos, industriais e domésticos, e a retirada de areia têm provocado danos ambientais com rápidas mudanças na fauna e flora, causando sérios riscos aos ecossistemas aquáticos.

Com relação à poluição das áreas alagadas, a International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) declara que:

Os impactos observados nas áreas alagadas põem em risco toda a humanidade, pois muitos desses fatores presentes na sua biodiversidade são essenciais para o fornecimento de alimentos e trabalho e constituem um patrimônio genético para melhorar os cultivos e produção de novos medicamentos para atender a demanda das populações.

Ressaltando o valor da multiplicidade que têm as áreas alagadas ou pântanos, estes ambientes precisam ser monitorados e preservados, incluindo as áreas do seu entorno, visando, assim, um equilíbrio ecológico entre os ecossistemas aquáticos e os terrestres.

Kuhlmann et al. (2014) estudaram os efeitos de atividades antrópicas em rios localizados em Unidades de Conservação de Mata Atlântica e concluíram que, para minimizar os impactos ambientais nos mananciais hídricos e preservar a biodiversidade de áreas alagadas, as comunidades do seu entorno deveriam ser inseridas em áreas de proteção ambiental, permitindo assim o controle do uso da terra. Além disso, deve-se procurar tratar e reduzir a produção de resíduos independente das atividades exploradas.

O grande desafio da humanidade para este século é, portanto, proteger os mananciais hídricos da exploração antrópica exagerada. Essa prática deve se estender não apenas aos mananciais considerados áreas de conservação ambiental, como as áreas alagadas ou Pântanos, mas também aos outros tipos de corpos hídricos, mantendo a fiscalização e monitoramento de modo que venham a proteger e preservar a qualidade das águas, garantindo condições ambientais a toda biodiversidade e o contínuo uso dos recursos hídricos.

3.2 Ambientes Aquáticos e os Efeitos da Contaminação

O acelerado desenvolvimento tecnológico, urbano e agrícola dos últimos anos tem contribuído para a degradação da qualidade da água afetando também os compartimentos que compõem os ecossistemas aquáticos, como o sedimento e a biota (SUN et al. 2012; TRINDADE et al. 2012).

Conforme Tundisi & Tundisi (2008) e Rebouças et al. (2006) a agricultura, a indústria e o uso doméstico constitui umas das atividades antrópicas que mais causam impactos na qualidade das águas, pela produção grandes volumes de esgotos sem tratamento adequado, com quantidades de substâncias químicas que retornam para os mananciais hídricos, alterando a integridade dos ecossistemas aquáticos e reduzindo seus diversos usos.

Os rios, lagos, pântanos e áreas alagadas estão submetidos a diversos impactos que podem ser decorrentes de processos naturais, tais como: intemperismo, enchentes, erosão, secas e tsunamis. Porém, os impactos de origem antrópicas são os mais preocupantes e complexos de serem resolvidos devido aos diversos tipos e quantidades de poluentes que são despejados rotineiramente nas bacias hidrográficas, tornando mais difícil de serem solucionados à medida que os vários usos das águas se intensificam (SINGH et al. 2005; TUNDISI & TUNDISI, 2008; MISHRA, 2010).

Segundo Rai (2010), os ambientes lênticos são mais vulneráveis aos problemas de poluição da água devido à baixa capacidade de dispersão dos poluentes e dificuldades de autopurificação.

Os elementos químicos podem alcançar os mananciais hídricos de forma pontual por meio das tubulações de descargas de esgotos doméstico e industrial ou difusa, que são aquelas não localizadas através do escoamento superficial das áreas desmatadas, das águas de drenagem de irrigação e do lançamento aleatório de resíduos, além do uso inadequado e ocupação de terras (BARBOSA et al. 2012).

Dentre os elementos químicos que desaguam nos corpos hídricos, provenientes das atividades antrópicas, os metais pesados se destacam pelo poder de se dissolver na coluna d'água, acumular nos sedimentos, serem adsorvidos na matéria orgânica em suspensão ou serem absorvidos pela biota aquática podendo ser transferidos para a cadeia alimentar e causar efeitos negativos, prejudicando a saúde, a segurança e o bem-estar da população e os organismos aquáticos (ESPINOZA-QUIÑONES et al. 2009; RAI, 2010; WU et al. 2012).

Sundfeld-Penido (2010) acrescenta que fatores, como solubilidade, valência, composição mineral da massa de água, pH, temperatura, oxigênio dissolvido, agentes complexantes, podem interferir na disponibilidade dos metais pesados nas águas naturais.

Diante de toda esta problemática, a população, o meio científico e de comunicações têm dado mais ênfase à questão da preservação e conservação dos recursos hídricos. Os programas de monitoramento são ferramentas inerentes para o controle dos ambientes aquáticos, pois estabelecem limites de lançamentos de substâncias orgânicas e inorgânicas aos corpos hídricos, permitindo garantir os seus diversos usos.

No Brasil, o estabelecimento de normas e padrões nacionais visando o controle, a fiscalização e o monitoramento dos mananciais hídricos estão a cargo do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), o qual estabelece critérios de definições em funções para cada uso da água a que se destina com base na Resolução Nº 357/2005, na qual são exigidos limites máximos de impurezas, substâncias ou concentrações definindo por classes os usos preponderantes das águas do Território Nacional. A referida Resolução considera que a saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas.

Assim sendo, as análises laboratoriais dos compartimentos que compõem os ambientes aquáticos são os principais passos para apurar as condições qualitativas quanto às características químicas presentes nestes ecossistemas, contribuindo para facilitar as tomadas

de decisões, visar medidas mitigadoras de usos e fornecer o bem-estar do homem e de toda comunidade que vive ou depende deste ambiente.

3.3 Metais Pesados

Os metais pesados no ambiente têm sua origem geoquímica como também de forma antrópica. Nas últimas décadas, diversas pesquisas têm demonstrado que os ambientes terrestres e aquáticos têm apresentado metais pesados com limites acima dos permissíveis segundo as legislações ambientais, prejudicando com isso a saúde humana e animal via ingestão, inalação ou por contato (SILVA et al. 2006; KABATA-PENDIAS, 2010; NOGUEIRA, 2012; KALWA et al. 2013; KHAN et al. 2013; FILHO et al. 2015).

Os metais pesados são aqueles elementos químicos que apresentam peso específico maior que 5 g/cm^3 ou que possuem densidades superiores aos outros elementos (LEE, 1999). Esse termo pode ser considerado inadequado, pois, segundo alguns autores, dentro desta classificação estão os elementos não metálicos como Arsênio e Flúor. Todavia, essa definição tem sido muito usada em muitos trabalhos acadêmicos, apesar de outras denominações serem citadas na literatura, como: metais traços, metais tóxicos, elementos traços (MALAVOLTA, 2006 apud NOGUEIRA, 2012).

Segundo Martins et al. (2011) e Malavolta (2006) apud Nogueira (2012), os termos metal tóxico, metal traço ou elementos traços também são inadequados uma vez que grande parte dos elementos são essenciais e benéficos, servindo como nutrientes para as plantas e animais em concentrações adequadas.

Para Nogueira (2012), a denominação elementos traços ou metais traços designa concentrações não detectáveis de qualquer elemento mesmo em tecnologias mais avançadas e que podem estar presentes nas amostras.

Muitos desses elementos químicos são essenciais para a vida animal e vegetal, inclusive os metais pesados, nos seus processos metabólicos, bioquímicos e moleculares.

Agronomicamente, alguns dos metais pesados, como os macronutrientes nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), Cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S), são considerados essenciais em grandes quantidades pelos vegetais, como também os micronutrientes boro (B), cloro (Cl), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo), zinco (Zn) e níquel (Ni) que, apesar de serem encontradas concentrações mais baixas, são requisitados pelas plantas com a mesma importância dos macronutrientes. Já os metais pesados chumbo (Pb), cromo (Cr) e cádmio (Cd) que não têm função biológica mesmo em quantidades traços, quando

presentes em grandes concentrações, são altamente tóxicos e concorrem com a absorção dos elementos necessários ao crescimento e desenvolvimento dos vegetais (MALAVOLTA, 1974; LEE, 1999; RAVEN et al. 1999; KIRKBY e RÖMHELD, 2007; KABATA-PENDIAS, 2010; PRIMO et al. 2010; BAIRD, 2011; ALI et al. 2013; KHAN et al. 2015).

Dentre os contaminantes que mais preocupam atualmente os órgãos de saúde e ambiental, estão os metais pesados, como Pb, Cu, Ni, Cr, Zn e Cd, por serem rotineiramente produzidos e lançados nos corpos hídricos. Esses elementos químicos podem estar presentes em diferentes compartimentos ambientais como solo, ar, matéria orgânica, sedimento e água e serem transportados para o homem e os animais via cadeia alimentar (KOTAS e STASICKA, 2000; SILVA, 2008; TUNDISI & TUNDISI, 2008; BAIRD, 2011).

Conforme Chandra e Kulshreshtha (2004), Shanker et al. (2005), Jabeen et al. (2009), Souza et al. (2011), Ali et al. (2013) e Uysal (2013), o maior problema de alguns metais pesados nos diferentes compartimentos ambientais é a sua toxicidade por mudança da especiação e permanência no ambiente, não são de fácil degradação ou removidos e podem ser transferidos e acumulados nos organismos dentro da cadeia trófica na forma mais agressiva.

Leite e Zampieron (2012) acrescentam que o elemento se torna tóxico quando ultrapassa os níveis requeridos como nutrientes ou quando impede a absorção de outros elementos essenciais aos organismos vivos.

Como os vegetais possuem a capacidade de absorver todos os elementos químicos presentes na solução do solo sem distinção, alguns elementos não essenciais e essenciais, quando absorvidos em excesso, vão desenvolver efeitos tóxicos durante os diferentes estádios fenológicos das plantas podendo levar à mortalidade (Quadro 1) (RAVEN et al. 1999; FERREIRA et al. 2003; FAQUIN, 2005; KABATA-PENDIAS, 2010; KHAN et al. 2015).

METAIS	ORIGEM ANTRÓPICA*	LIMITE TÓXICO VEGETAL (mg.Kg ¹) ***	TOXIDADE VEGETAL
Pb⁺² Pb⁺⁴	Metalúrgicas Soldas Esmalte Baterias de automóveis Fertilizantes Herbicidas	30 - 300	Danos na fotossíntese e na divisão celular; aparecimento de folhas verdes escuras; clorose.
Cd⁺²	Baterias de automóveis Resíduos sólidos Reagentes fotográficos Galvanização Tintas Fertilizantes	5 - 30	Folhas encarquilhadas e enroladas com margem parda; clorose; pecíolos e nervuras avermelhadas; raízes pardas e curtas; murchamento e redução de crescimento das plantas; diminuição no conteúdo de clorofila; alteração na absorção de CO ₂ , transpiração e condutância estomática; competição com outros elementos essenciais.
Ni⁺²	Moedas Catalisadores Bateria Material magnético Ligas Galvanoplastia	10 - 100	Clorose; retardamento no crescimento radicular, no metabolismo, absorção de nutrientes, inibição da fotossíntese e transpiração.
Cu⁺²	Tintas Fertilizantes Fungicidas Pesticidas Algicidas	20 - 100	Clorose; malformação das raízes; retardamento na germinação e crescimento das plantas; desestabilização do fotossistema; redução no aparato fotossintético; alteração na permeabilidade da membrana; alteração nas enzimas; danos no DNA.
Zn⁺²	Metalúrgica Mineração Carvão Pigmentos Baterias de automóveis Pesticidas Fertilizantes	100 - 400	Clorose; redução no crescimento das plantas.

Quadro 1. Origem antrópica, valores toleráveis e toxicidade dos metais pesados nos vegetais.

Fonte: Lee (1999); Faquin (2005); Kirkby e Römheld (2007); Cheng et al. (2007);

***Kabata-Pendias (2010); Yadav (2010); Baird (2011); Atkins e Jones (2012); Khan et al. (2013).

Para Reis (2002), Fritsch (2006), Guala et al. (2010) e Khan et al. (2015), o comportamento tóxico desses elementos no solo e a translocação para os vegetais vão depender da solução que se encontra da matéria orgânica, do potencial redox, da capacidade de troca catiônica, do pH, do teor de concentração, do tipo do solo e da espécie vegetal.

De acordo de como se encontram na natureza e do nível de concentração dos metais pesados no solo, estes podem ser absorvidos pelas raízes dos vegetais e serem translocados para as partes aéreas das folhas, grãos e sementes (PROSAB, 1999; SILVA et al. 2006; SANTOS, 2007; KABATA-PENDIAS, 2010).

Apesar de o chumbo ser um dos metais pesados menos móveis, Kabata e Pendias (2010) salientam que o mesmo tem grande afinidade de ser acumulado na matéria orgânica e que sua disponibilidade para as plantas vai depender do teor de concentração do metal e da

forma que se encontra no solo. Porém, é um metal que pode ser absorvido tanto em baixas concentrações como em altas concentrações.

Já o cádmio é outro metal pesado que não tem função nutricional nenhuma para os vegetais, além de ser considerado o elemento mais tóxico, possui grande mobilidade no solo, podendo ser facilmente absorvido e translocado pelas plantas. No entanto, sua disponibilidade para as plantas é reduzida pela presença de matéria orgânica e materiais argilosos. Seus sintomas de toxidez não são manifestados visualmente, o que acarretaria sérios prejuízos nas produções das culturas com efeitos negativos na qualidade dos alimentos (ROSSI, 2007; NOGUEIRA, 2012).

A absorção destes elementos e a translocação nas plantas são facilitadas por transportadores de membranas conhecidos como bombas, carregadores ou canais dirigidos por hidrólise de ATP ou por gradiente de prótons, intrínsecos a essas questões estão o tipo de cada elemento, a espécie vegetal e a fase de desenvolvimento da planta (KIRKBY e RÖMHELD, 2007; KABATA-PENDIAS, 2010).

Os nutrientes absorvidos pelas raízes são transportados no corpo da planta via vasos condutores como xilema e translocados via floema. No entanto, para que esses nutrientes atinjam as partes aéreas das plantas, os mesmos terão que superar as barreiras da epiderme e do córtex da raiz e as longas distâncias (RAVEN et al. 1999; FAQUIN, 2005).

Segundo Raven et al. (1999) e Faquin (2005), os transportes dos minerais, juntamente com a água, percorrem o caminho desde as células da epiderme da raiz até os vasos centrais (xilema) por duas vias: apoplasto e simplasto. Na via apoplástica, os minerais andam pelos espaços intercelulares ou paredes celulares, já na via simplástica, os minerais percorrem pelo citoplasma e prolongamentos entre duas células.

A depender do tecido vegetal, a travessia apoplástica da endoderme é impedida pelas estrias de Caspari, que são constituídas de suberina, as quais cimentam radialmente uma célula à outra, sendo necessário recorrer então à via simplástica até chegar aos vasos condutores. Uma vez transportados os minerais via xilema para as partes aéreas da planta, os assimilados são então redistribuídos para outros órgãos da planta via floema (RAVEN, 1999; FAQUIN, 2005).

Contudo, alguns vegetais possuem mecanismos de tolerância aos metais pesados quando submetidos ao excesso de concentrações, como: controle de pH da rizosfera, quelação intracelular e compartimentalização nos vacúolos. O elemento tende a se acumular no vacúolo das folhas, como também nas paredes celulares das raízes por meio de exsudados dos ácidos

orgânicos, sendo um indicativo da limitação da translocação desse elemento para as partes aéreas das plantas (SOUZA et al. 2011; CANNATA et al. 2015).

O metal pesado chumbo, por exemplo, tem tendência a se acumular nas raízes. Este fato pode estar relacionado com a afinidade deste elemento por cargas negativas resultantes da dissociação de grupos carboxílicos dos ácidos orgânicos (citrato, malato e o oxalato) presentes nas paredes celulares dos tecidos das raízes, que sequestram para os vacúolos reduzindo o efeito tóxico do metal na planta bem como seu transporte para os frutos (KABATA e PENDIAS, 2010; SOUZA et al. 2011; NOGUEIRA et al. 2012; KUMAR e CHOPRA, 2014; CANNATA et al. 2015).

Outra barreira que restringe a passagem do chumbo ao xilema e, conseqüentemente, redução para as partes aéreas das plantas é a presença das estrias de Caspary e plasmalema das células da endoderme. Dessa forma, o metal pode ser translocado em menor quantidade para as partes aéreas da planta (KABATA e PENDIAS, 2010; SOUZA et al. 2011; NOGUEIRA et al. 2012; CANNATA et al. 2015).

Khan et al. (2015) salientam que 90% dos metais pesados entram no corpo humano via ingestão dos vegetais, sendo o restante introduzido no corpo humano por contato ou inalação.

A ingestão de metais pesados, via água ou alimentos, acima dos limites permissíveis é potencialmente perigosa para a saúde humana, podendo ocasionar efeitos agudos ou crônicos e resultar em problemas, tais como: diminuição das defesas imunológicas, disfunções psicossociais, doenças pulmonares, distúrbios renais, doenças de pele, câncer e efeito mutagênico (LEE, 1999; SILVA et al. 2007; GUALA et al. 2010; KABATA-PENDIAS, 2010; BAIRD, 2011; ATKINS e JONES, 2012; KHAN et al. 2013; MARQUES, 2015; KHAN et al. 2015).

Conforme Nogueira et al. (2007), Guala et al. (2010) e Kabata-Pendias (2010), os metais pesados em algumas plantas podem ser armazenados nos componentes celulares ou nas membranas e afetar sua composição química sem causar sinais de estresses ou sintomas de toxicidade, podendo ocasionar prejuízos no rendimento das culturas e problemas de saúde pública. Dessa forma, é muito importante saber em qual parte da planta se encontra o metal pesado, como medida de proteção alimentar (GUALA et al. 2010).

Khan et al. (2015) concluíram que os vegetais contaminados por metais pesados pode provocar o esgotamento de componentes nutricionais importantes como vitaminas, proteínas e lipídeos e ocasionar desordens fisiológicas e patológicas nas populações que consomem esses alimentos.

A Organização Mundial para a Alimentação e Agricultura (FAO) tem dado ênfase a normas que têm como objetivo o controle e regulação quanto à contaminação de pesticidas e metais pesados nos alimentos. Para Kabata-Pendias (2010), comissões internacionais têm dado apoio a programas de controle a proteção dos seres humanos em relação ao excesso de elementos traços em plantas que são utilizadas como fonte de alimentos, em especial ao Cd e o Pb.

No Brasil, as normas de segurança alimentar estão sob recomendações da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (BRASIL/2013) que, em conjunto com os países do Mercosul, por meio da Resolução - RDC nº- 42, de 29 de agosto de 2013, estabelece os limites máximos de contaminantes inorgânicos nos alimentos. Como exemplo, tem-se que os valores máximos toleráveis de 0,2 mg.Kg⁻¹ de chumbo e 0,1 mg.Kg⁻¹ cádmio em leguminosas, incluindo o feijão, como medida estabelecida pela ANVISA (BRASIL, 2013).

Estudos recentes têm demonstrado a preocupação da presença de metais pesados nos tecidos vegetais que são utilizados como alimentos.

Trabalhos realizados por Nogueira et al. (2007) sobre o teor de contaminação dos metais pesados Pb, Zn, Cu, Ni, Cd e Cr em grãos de feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp), plantados com adubos provenientes do processo de compostagem de lodo de esgoto mais macrófitas aquáticas *Ipomoea carnea* (Jacq.) ssp. *fistulosa* (Martius ex Choisy), revelaram a presença de (48,33 mg.Kg⁻¹ Zn), (8,67 mg.Kg⁻¹ Cu), (30,51 mg.Kg⁻¹ Pb) e (3,20 mg.Kg⁻¹ Cr) com teores de concentração dos metais chumbo e cromo ultrapassando os limites de tolerância para produtos agrícolas.

Experimento realizado por Nogueira et al. (2012) detectou que o metal cádmio disponível no solo, além de ser absorvido pelas raízes das plantas, foi translocado para as partes aéreas e acumulado nos grãos de feijão.

Cannata et al. (2015) observaram a translocação do Pb e Cd para as partes aéreas das plantas (*Phaseolus vulgaris* L.) principalmente nos grãos, quando cultivados em solução nutritiva e solo contaminado, apesar de ser concentrado mais nas raízes. Este fato pode ser atribuído ao mecanismo de liberação de substâncias pelas raízes, como ácidos orgânicos, formando quelatos e dificultando a subida do metal para a parte aérea da planta. Todavia, segundo os autores, apesar da baixa concentração nos frutos, não se permitiu o consumo dos grãos, por haver controvérsia sobre a tolerância destes metais no organismo.

3.4 Sedimento

Os sedimentos são constituídos por fragmentos de origem mineral, animal e vegetal de diferentes tamanhos, formas e composição química. São transportados pelas águas, ar e gelo na superfície terrestre ou são originados através do intemperismo das rochas que se depositam no fundo dos rios, lagos, pântanos, reservatórios, oceanos e córregos (ESTEVEZ, 1998; JUNIOR, 2013).

As atividades de origem antropogênicas têm contribuído para a alteração na composição do sedimento. As atividades agrícolas são os principais agentes responsáveis pelo acúmulo de elementos químicos como os metais pesados nos sedimentos. Tal situação ocorre devido aplicação de fertilizantes, herbicidas e pesticidas nas culturas, que atingem os corpos d'água por meio da lixiviação.

De acordo com Trindade et al. (2012), os teores de metais pesados encontrados nos sedimentos indicam fontes de contaminação recente, bem como a história do uso do solo no entorno dos mananciais hídricos. Para Andrade et al. (2013), a retirada da mata ciliar, o uso inadequado do solo e a ocupação urbana acelerada em torno dos mananciais são os principais fatores que contribuem para o acúmulo de sedimentos nos rios, lagos, reservatórios e áreas alagadas, que carregam as substâncias químicas causando impacto negativo na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, prejudicando o homem e o meio ambiente.

Diversos estudos têm configurado que os sedimentos são fontes de depósito de substâncias químicas, como os metais pesados, com elevadas concentrações se destacando dos demais compartimentos como água e biota.

Entre eles citam-se os de Trindade et al. (2012), que teve como objetivo identificar áreas e fatores de risco de contaminação à biota a partir da análise da concentração e distribuição dos metais tóxicos (Zn, Cd, Pb, Cu, Cr e Ni) nos sedimentos do rio São Francisco entre Três Marias e Pirapora-MG; Kalwa et al. (2013), detectou a presença de metais pesados nos sedimentos, inviabilizando os seus diversos usos, tais como recreação, pesca, captação de água para abastecimento urbano e irrigação de culturas agrícolas; Mortatti et al. (2010) estudou a distribuição de Cr, Cu, Ni, Zn e Pb nos sedimentos de fundo ao longo da bacia do rio Tietê, uma das regiões mais poluídas do sudeste do Brasil.

As determinações dos metais pesados nos sedimentos são obtidas por meio das extrações sequenciais como solúvel, residual, trocável etc., uma vez que a especiação e a biodisponibilidade do metal variam com as características físico-químicas do sedimento e do ambiente (MORTATTI et al. 2010; SUN et al. 2012; SILVA, 214).

Os sedimentos constituem um dos compartimentos de grande interesse nas análises químicas de ambientes aquáticos, pois possuem alta capacidade de adsorção de substâncias, principalmente os metais pesados (TRINDADE et al. 2012).

Conforme Arcega-Cabrera et al. (2015), a granulometria, a quantidade de matéria orgânica e o pH, são responsáveis pelo maior acúmulo de metais pesados nos sedimentos. Segundo Crawford et al. (2010) e Rangel-Peraza et al. (2015), geralmente os sedimentos que se acumulam no fundo dos corpos hídricos são areia, argila, silte, lodo e partículas orgânicas. O tamanho das partículas é fundamental para avaliar a distribuição de metais pesados nos sedimentos, tendo estes elementos químicos mais afinidades com as partículas finas como argila.

Para Fávoro et al. (2001), as partículas finas possuem grandes áreas de superfície para adsorção de contaminantes.

Os resultados obtidos nos estudos realizados por Hu et al. (2013), detectaram correlações positivas entre o tamanho dos grãos (areia, silte e argila) e as concentrações de metais.

A Tabela 1 refere-se à classificação dos sedimentos quanto à granulometria de acordo com a RESOLUÇÃO – CONAMA N° 344/2004.

Tabela 1. Classificação granulométrica das partículas do sedimento, conforme Resolução CONAMA n° 344/2004.

CLASSIFICAÇÃO	Phi(Φ)*	(mm)
Areia muito grossa	-1 a 0	2 a 1
Areia grossa	0 a 1	1 a 0,5
Areia média	1 a 2	0,5 a 0,25
Areia fina	2 a 3	0,25 a 0,125
Areia muito fina	3 a 4	0,125 a 0,062
Silte	4 a 8	0,062 a 0,00394
Argila	8 a 12	0,00394 a 0,0002

*Phi (ϕ) corresponde à unidade de medida do diâmetro da partícula do sedimento.

No Brasil, têm-se utilizado como comparação os parâmetros da Resolução CONAMA N° 344/2004, que se referem a sedimentos marinhos, por não haver uma legislação nacional pertinente à ambientes de água doce. Para classificar os sedimentos em critérios de qualidade, foram estabelecidos dois níveis. Nível 1- valores abaixo do qual prevê baixa probabilidade de efeitos adversos à biota; e nível 2- que se referem a limites acima do qual ocorre provavelmente efeito adverso à biota (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de referências de metais pesados nos sedimentos segundo Resolução CONAMA nº 344/2004

METAIS PESADOS	NÍVEL I (mg.Kg ⁻¹)	NÍVEL II (mg.Kg ⁻¹)
Cádmio	0,6	3,5
Chumbo	35,0	91,3
Zinco	123,0	315,0
Cobre	35,7	197,0
Níquel	18,0	35,9
Cromo	37,3	90,0

Em comparação a outros parâmetros internacionais, a Sediment-Quality Guidelines (SQGs), de origem canadense, utiliza os termos **TEL** (*Threshold Effect Level*) que se referem às concentrações que raramente causam efeitos adversos à biota e o **PEL** (*Probable Effect Level*) que representa o maior limite que acima destas concentrações frequentemente provocam efeitos adversos aos organismos, para avaliar o grau de contaminação de metais pesados nos sedimentos, bem como seus limites de toxidez, visando ao equilíbrio ecológico aquático, os diversos usos das águas e a proteção da saúde humana (Tabela 3).

Tabela 3. Valores de referência segundo Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME)

METAIS	TEL (mg.Kg ⁻¹)	PEL (mg.Kg ⁻¹)
Cádmio	0,6	3,5
Cobre	35,7	197,0
Cromo	37,3	90,0
Zinco	123,0	315,0
Níquel	18,0	35,9
Chumbo	35,0	91,3

As diferentes normas de avaliação da qualidade do sedimento estão baseadas nos fatores que influenciam determinadas regiões, como os tipos de poluentes, condições em que se encontra o ambiente e a diversidade biótica e abiótica (SUN et al. 2012; ARCEGA-CABRERA et al. 2015).

Segundo Silva (2014), a determinação da concentração total de metal pesado é um grande passo para avaliar as condições dos compartimentos aquáticos (água, sedimento e biota). Porém, não é suficiente para permitir a avaliação completa do impacto ambiental e biodisponibilidade dos elementos, pois, para ratificação de tal impacto, é necessário avaliar as relações das espécies químicas presentes no ambiente com os diversos componentes que interagem no ecossistema aquático.

Dentro dos sistemas vivos, os vegetais são considerados a maior fonte de contaminação de metais pesados seja pela interação solo-plantas, plantas aquáticas ou interface planta-ar, com forte exposição para o homem via cadeia alimentar (KHAN et al. 2015).

3.5 Macrófitas Aquáticas

Nas últimas décadas têm-se percebido mananciais hídricos infestados de vegetais, entre eles as macrófitas aquáticas, que se reproduzem e se proliferam com rapidez, às vezes consideradas como erva daninha (THOMAZ, 2002; MARTINS, D. et al. 2008; LEANDRO, 2014). Porém, essas plantas aquáticas têm tido destaque de grande importância na remoção de poluentes, como os metais pesados, nos tratamentos de efluentes, água, solos e sedimentos.

O uso dessas plantas consiste de uma técnica barata, ecologicamente viável e eficaz. Elas são capazes de atingir grandes extensões hídricas, além de suportar altas concentrações de metais pesados, apresentam boa adaptação às condições e às variações ambientais climáticas, são resistentes aos predadores e às doenças (HADAD et al. 2011; SHABANI & SAYADI, 2012; SOOD et al. 2012; UYSAL, 2013; ALI et al. 2013).

Pott & Pott (2000) descrevem as macrófitas aquáticas em sete formas de crescimento (Figura 1):

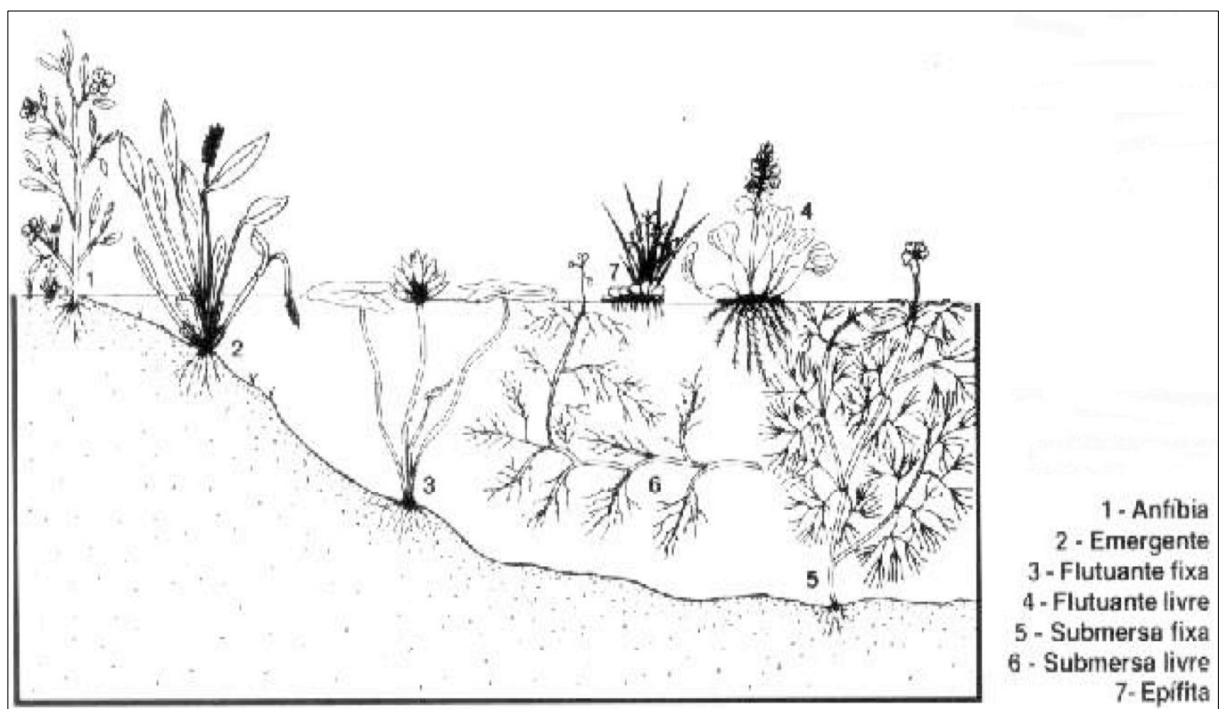


Figura 1. Formas de vida das macrófitas aquáticas.

Fonte: (POTT & POTT, 2000)

- Anfíbia – são plantas capazes de viver tanto em área alagada como fora da água.
- Emergentes – são plantas enraizadas no fundo, parcialmente submersas e parcialmente fora d'água.
- Flutuante fixa – são plantas enraizadas no fundo, com caule e/ou ramos e/ou folhas flutuantes.
- Flutuante livre – são plantas não enraizadas no fundo, podendo ser levadas pela correnteza, pelo vento ou até por animais.
- Submersa fixa – são plantas enraizadas no fundo com caule e folhas submersos, geralmente saindo somente a flor para fora d'água.
- Submersa livre – são plantas não enraizadas no fundo, totalmente submersas, geralmente emergindo somente as flores.
- Epífita – são plantas que se instalam sobre outras plantas aquáticas.

Entre as macrófitas aquáticas estão incluídas as plantas macroscópicas como macroalgas, como por exemplo, o gênero *Chara*, as briófitas, que são plantas criptogâmicas avasculares, com poucos representantes aquáticos, em geral pertencem ao gênero *Riccia*, as pteridófitas, criptogâmicas vasculares, sem flores e as angiospermas, que são plantas com flores, ou seja, fanerogâmicas (ESTEVES, 1998; SOOD et al. 2012).

Esse grupo de plantas tem despertado grande interesse sanitário, por apresentar hábitos e tamanhos diferentes, além de algumas espécies possuírem estruturas anatômicas e fisiológicas adequadas para permitir acúmulo de metais pesados nos tecidos, atuando na remoção e limpeza dos ambientes contaminados através da interação com o meio em que se encontram (BRANCO, 1986; ESTEVES, 1998).

Muitas dessas macrófitas, como a *Spirodella polyrrhiza* L. Schleid. (Lemnoideae), *Ipomoea carnea* Jacq. ssp. *fistulosa* Martius Ex Choisy (Convolvulaceae), *Juncus effusus* L. (Juncaceae), *Typha latifolia* L. (Typhaceae), *Eichhornia crassipes* Mart. (Solms) (Pontederiaceae), *Cabomba caroliniana* A. Gray (Cabombaceae), *Salvinia auriculata* Aubl. (Salviniaceae), *Lemna* sp L. (Lemnaceae), *Nymphaea odorata* Ait. (Nymphaeaceae) *Pistia stratiotes* L. (Araceae), *Cyperus* sp. (Cyperaceae), estão distribuídas em larga escala nos corpos hídricos com hábitos e formas de vidas diferentes em diversos países com diferenças climatológicas bastante acentuadas (CHOO et al. 2006; MARTINS, D. et al. 2008; MISHRA et al. 2008; SECO, 2008; FRANÇA et al. 2010; HADAD et al. 2011).

Muitas delas são colonizadas nos corpos hídricos do Brasil, em função da disponibilidade de nutrientes, temperatura, salinidade, intensidade de luz e nível de oxigênio (LEANDRO, 2014). Segundo Silva et al. (2014), a proliferação de diversas comunidades de plantas aquáticas pode variar dentro da mesma área geográfica, dependendo das condições climáticas, da extensão do lago e das características limnológicas da água.

Na região do Pantanal dos Marimbus tem-se a predominância das espécies *Salvinia auriculata* (Salviniaceae), uma pteridófita flutuante livre e *Cabomba caroliniana* (Cabombaceae), uma angiosperma submersa fixa.

3.5.1 Cabombaceae

Filogeneticamente existem controvérsias em relação ao posicionamento desta família como membro do clado das Nymphaeaceae, devido a sua presença no grupo basal como primeiro ramo na evolução das angiospermas (BORSCH et al. 2008; TAYLOR, 2008).

Alguns pesquisadores consideravam que Cabombaceae pertencia à subfamília Cabomboideae de Nymphaeaceae, pois consideram que são plantas fixas, herbáceas com caule flutuante (BORSCH et al. 2008; TAYLOR, 2008). Outros estudiosos, a partir das estruturas das flores, estigma, grão de pólen, como características basais das angiospermas, se posicionaram considerando Cabombaceae e Nymphaeaceae como plantas de famílias diferentes (LIMA, 2011; GALATI et al. 2016).

Segundo Taylor (2008), a partir de estudos das características das folhas presentes em registros fósseis e exemplares de herbários, quando comparados com dados moleculares atuais, verificou-se que há indícios fortes para as duas famílias formarem um único clado, bem como, um grupo monofilético a partir de sinapomorfias semelhantes como: hábito aquático, folhas peltadas, base obtusa ampla, nervação primária ou secundária, canais secretores e presença dos vasos condutores como xilema.

Com os avanços da genética molecular, tem-se esclarecido que ambas, Cabombaceae e Nymphaeaceae, fazem parte de um mesmo grupo monofilético, consideradas como famílias independentes, pertencentes à Ordem Nymphaeales, e inclui-se ainda neste grupo a família Hydatellaceae. Porém, para confirmação do grupo, recomenda-se avaliar as diferenças reprodutivas e evolutivas com mais precisão (TAYLOR, 2008; LIMA, 2011; LIMA, et al. 2014; GALATI et al. 2016).

A família Cabombaceae é composta por dois gêneros, *Brasenia* Schreber e *Cabomba* Aubl., sendo que somente o último ocorre no Brasil. É uma família de plantas aquáticas,

encontradas em águas doces, desde regiões de climas temperados até as de climas tropicais, ocorrendo principalmente no continente Americano (Figura 2). O gênero *Cabomba* é representado por cinco espécies: *Cabomba caroliniana* A. Gray., *C. furcata* Schult. & Schult. f., *C. aquatica* Aubl., *C. haynesii* Wiersema, *C. palaeformis* Fassett (FRANCISCO & BARRETO, 2007; LIMA, 2011; BICKEL, 2015; GALATI et al. 2016).

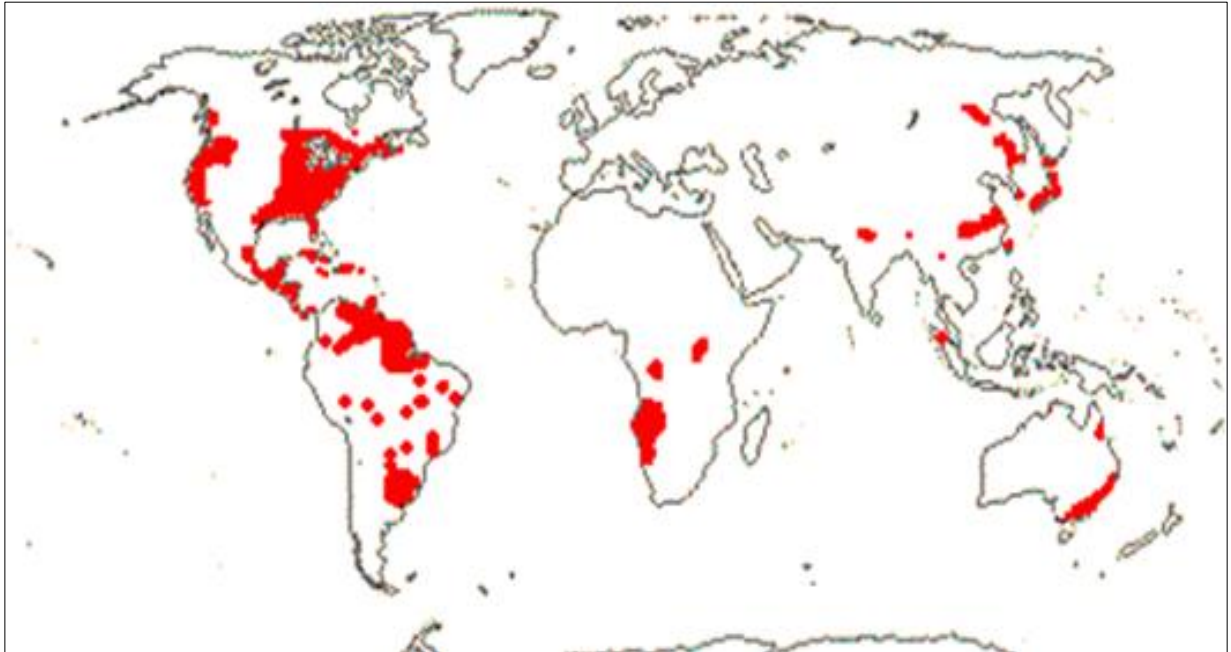


Figura 2. Distribuição da família Cabombaceae.

Fonte: (Angiosperm Phylogeny website)

Dentre as espécies do gênero *Cabomba*, *Cabomba caroliniana* A. Gray é a mais cultivada. Conhecida popularmente como cabomba-verde, é comercializada como planta decorativa em ambientes de aquários. No Brasil, encontra-se nos estados da Bahia, Amazonas, Ceará, Mato Grosso e São Paulo (LORENZI, 1949; FRANCISCO & BARRETO, 2007; LIMA et al. 2012; GALATI et al. 2016).

São plantas perenes, submersas e enraizadas, pouco ramificadas e que se desenvolvem através de fragmentos do caule com grande capacidade de regeneração ou através de sementes. Geralmente, preferem fixar-se em ambientes lânticos como lagoas, pântanos, áreas alagadas, brejos, córregos até atingir a superfície do espelho d'água no período que ocorre a floração, de tamanho que coincide com a profundidade do manancial hídrico, geralmente alcançando cerca de 3,0 m de comprimento (Figura 3).

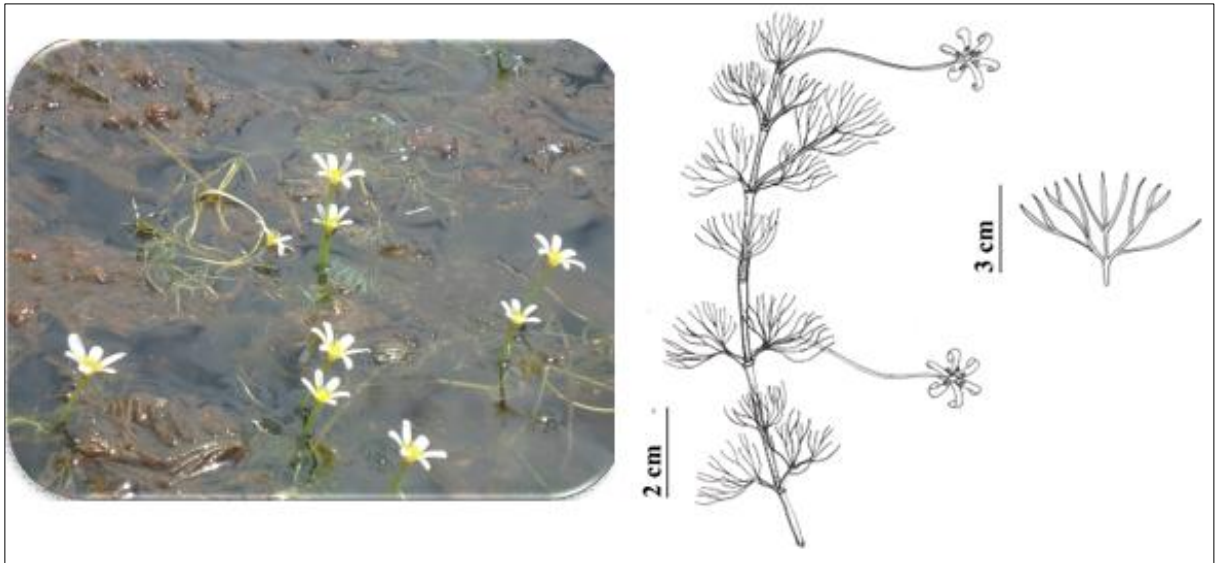


Figura 3. Morfologia da *Cabomba caroliniana*

Foto: Adriano Lima; Desenho: Karena Pimenta (2016)

Conforme Lorenzi e Gonçalves (2011), Lima et al. (2012), Lima et al. (2014) e Galati et al. (2016), a descrição morfológica apresenta:

- caule ascendente, apresenta-se verde com 2,0 a 2,3 mm de diâmetro, ereto com nós e entre nós bem visíveis, piloso, estria verde com dois feixes vasculares por toda extensão do caule. Ao fragmentar o caule, as ramificações com nós podem se desenvolver em outra planta ao cair no substrato. A haste na coluna d'água apresenta-se rodeada de tricomas que funcionam como produtor de mucilagem em toda parte submersa, cilíndrica, quebradiça e de fácil decomposição;
- folhas flutuantes extremamente pequenas, lineares, assimétricas, produzidas apenas nas partes apicais do caule, geralmente associadas ao local de produção de flores. As folhas são pecioladas, simples, inteiras, membranáceas e peltadas. O pecíolo é cilíndrico com até 4,2 cm de comprimento com 0,3 - 0,6 mm de largura, verde, pouco piloso. As folhas possuem tricomas do tipo malpighiáceos com dois braços em sua extremidade, sendo um menor com 3,8 - 5,5 mm comprimento e outro maior 6,3 - 8,5 mm comprimento. Suas folhas submersas são reniformes e quase semicirculares oposto-cruzadas, simples, palmatipartidas, membranáceas. O pecíolo das folhas submersas é levemente piloso, principalmente na base, passando a glabrescente para o ápice. O limbo apresenta-se palmatipartido no ápice do pecíolo e corresponde a 3 a 7 nervuras actinódromas. Geralmente, *Cabomba caroliniana* possui cinco segmentos primários com 7,3 - 11,2 mm de comprimento diferenciando-a das demais espécies de *Cabomba*;

- flores emersas e solitárias, hermafroditas, actinomorfas, grandes e vistosas com perianto trímero. Seus botões desenvolvem-se debaixo d'água. Após a fecundação da flor, o pedúnculo se curva e a flor fica totalmente submersa até a formação do fruto. O cálice é dialissépalo, apresenta-se fechado, com 10,6 - 11,4 mm comprimento, no segundo dia de antese 10,8 - 13,5 mm de diâmetro; o pedúnculo com 45,1 - 64,2 mm de comprimento; possui 3 sépalas brancas, com 7,5 - 10,0 x 2,9 - 3,2 mm, petalóide, oblongas e elípticas; base e ápice arredondados e 3 pétalas unguiculadas com base auriculada que funcionam como nectários; são brancas com 5,9 - 10,3 x 2,3 - 2,5 mm, oblongas e ápice arredondado. O androceu vai variar com o número de estames que podem ter (3)4(6), os filetes possuem 3,2 - 3,7 mm de comprimento. As anteras são de coloração amarelo-forte, bitecas, basifixas e de deiscência latrorsa com 0,7 - 1,2 x 0,5 - 0,8 mm de comprimento. O gineceu é apocárpico, cíclico, com 1 - 3 carpelos, os estigmas são longos com delicados tricomas estrigosos. Ovário súpero a ínfero, unilocular, pluriovulado com 1 a 3 óvulos, 0,6 - 0,8 x 0,2 - 0,3 mm. Após a fecundação, o estigma permanece no ápice do fruto. Suas flores estão presentes o ano inteiro na natureza e, pela sua coloração e produção de glândulas são atrativos para os insetos polinizadores;
- frutos do tipo esquizocárpico 8,0 - 8,7 x 2,1 - 2,3 mm de comprimento são desenvolvidos debaixo d'água, sendo que apenas um se desenvolve e os outros abortam. Com o desenvolvimento do carpelo, geralmente formam-se uma, duas ou três sementes. O perianto é persistente e protege o fruto em desenvolvimento; quando se separa do pedúnculo, cai no fundo do lago ou rio e desenvolve uma nova plântula com dois cotilédones.
- raízes adventícias que são formadas à medida que as folhas basais vão caindo durante o período em que o nível de água diminui; por outro lado, quando o nível da água sobe, novos ramos laterais vão surgindo;
- sementes maiores em relação às outras espécies de *Cabomba* com 2,6 - 3,0 x 2,0 - 2,2 mm de comprimento e forma orbicular.

3.5.2 Salviniaceae

Essa família faz parte do grupo das pteridófitas e possui um único gênero a *Salvinia*. É uma macrófita aquática que possui hábitos de vida livre e não apresenta raízes, formando longos tapetes nos espelhos d'água. Habita lugares de ambientes lânticos, como lagos, lagoas, brejos, pantanais e áreas alagadas.

A família Salviniaceae encontra-se distribuída geograficamente nos continentes Europeu, Asiático, Africano, América do Norte, Central e Sul (Figura 4). No Brasil, essa família está presente nos estados do Amazonas, Pará, Pernambuco, Sergipe, Bahia, Rio de Janeiro, São Paulo, Ceará, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Rio Grande do Norte e Paraíba. Dentre as espécies de *Salvinia*, a *Salvinia auriculata* difere das demais por possuir folhas pecioladas, lâminas foliares maiores e arredondadas. É conhecida vulgarmente como Mururê-carrapato, orelha de onça e *Salvinia* (REITZ, 1979; SOUSA et al. 2001).

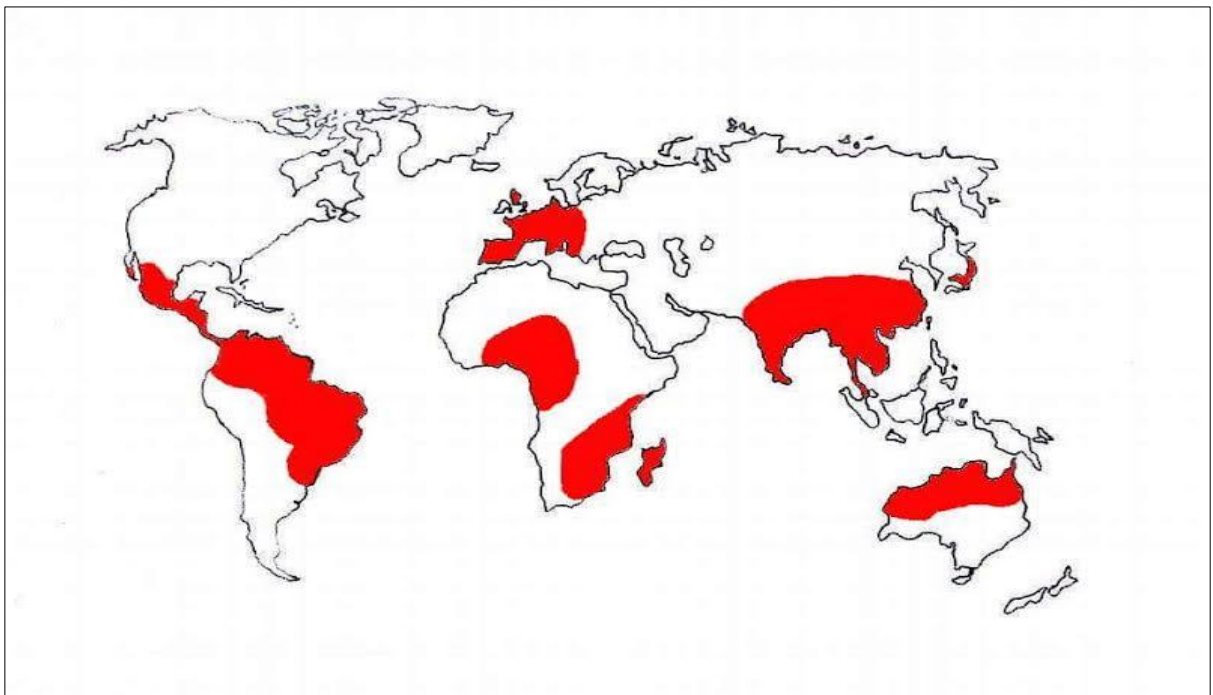


Figura 4. Distribuição da família Salviniaceae

Fonte: adaptado de Madhusoodanan (1987)

É uma espécie com reprodução sexuada por meio de esporos, com os esporângios dormentes no interior do esporocarpo. Os esporocarpos são protegidos no sedimento nos períodos de seca e germinam durante as cheias, principalmente em temperaturas mais quentes. Ela também pode se reproduzir de forma assexuada por meio de fragmentação. Essa variabilidade de síndromes reprodutivas e a plasticidade fenotípica permitem rápida

colonização e proliferação em meio aquático, resultando em uma permanência durante longos períodos nos mananciais hídricos. Os ramos podem se fragmentar pela ação do vento, das correntes de água ou por atividade humana, aumentando, assim, a biomassa vegetal (COELHO et al. 2000; COELHO et al. 2005; SOARES et al. 2008).

Apresentam-se ausentes de raízes verdadeiras, tendo como parte rizoma horizontal com um nó de onde partem duas folhas flutuantes pecioladas, uma folha submersa, um broto apical e alguns ramos laterais. As folhas flutuantes possuem coloração verde amarronzada, são alongadas com ápice obtuso, base cordada ou subcordada apresentando com 1 - 2 x 1 -1,5 cm. A superfície superior das folhas possui papilas alongadas pilosa dispostas paralelamente, sendo que cada uma delas se desenvolve no vértice, contém tricomas unidos nas suas extremidades que funcionam como repelente à água. Suas folhas submersas são modificadas e adaptadas à produção de esporocarpos, sendo, portanto, denominadas de esporofilos. Estas folhas submersas absorvem água e íons funcionando como raízes (Figura 5) (SOARES et. al. 2008).

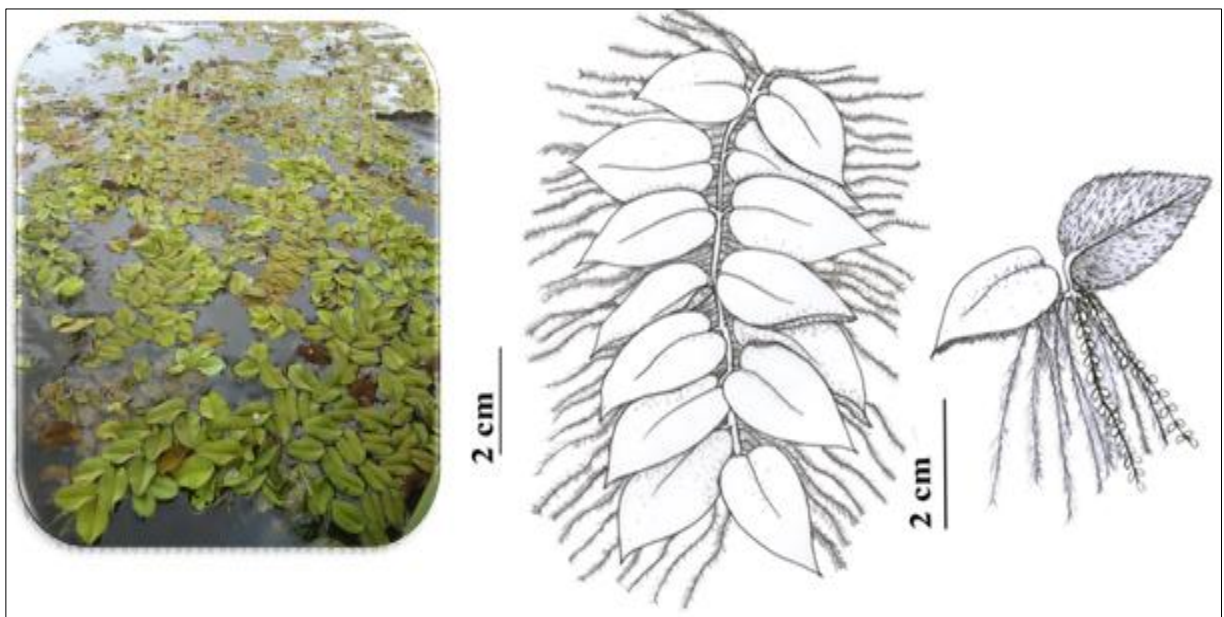


Figura 5. Morfologia da *Salvinia auriculata*
Foto: Adriano Lima; Desenho: Karena Pimenta (2016)

3.6 Compostagem

No mundo atual grandes variedades de produtos de origem industrial, agrícola e domésticos são oferecidas à população, gerando cada vez mais novos resíduos sólidos e líquidos que muitas vezes são descartados em qualquer local no solo, como também nos

próprios mananciais hídricos dificultando cada vez mais a capacidade da natureza se equilibrar dentro do seu ciclo ecológico (FRITSCH, 2006; BRITO, 2008).

Os mananciais hídricos passaram a receber grandes volumes de resíduos líquidos com diversos tipos de substâncias químicas provenientes das mais variadas atividades antropogênicas, suprimindo de nutrientes estes ambientes, favorecendo o crescimento e desenvolvimento de grandes produções de biomassa vegetal (JABEEN et al. 2009; SILVA et al. 2011; ALI et al. 2013).

Contudo, durante a manutenção e limpeza destes ambientes, geralmente, são feitas apenas as retiradas desses vegetais aquáticos e dispostos de forma aleatória em espaços públicos favorecendo a proliferação de moscas, mosquitos, baratas, ratos, etc., com produção de mau cheiro e chorume ou são transportados para os aterros sanitários ou lixões a céu aberto (BRITO, 2008; SILVA et al. 2011).

Em função desta situação, tem sido preocupante o destino final dos resíduos vegetais provenientes dos mananciais hídricos, principalmente com relação às macrófitas aquáticas devido a sua grande produção de biomassa (SHABANI e SAYADI, 2012). No entanto, esses resíduos provenientes da limpeza dos mananciais hídricos, incluindo as macrófitas aquáticas, poderiam ser reutilizados como compostos orgânicos através da técnica da compostagem tendo um destino final sustentável e que pode ser executada em pequenas propriedades de agricultura familiar, como acontece, segundo Inácio (2010) e Vaz (2012), com os resíduos orgânicos provenientes das feiras livres, da agroindústria e das estações de tratamento de esgoto.

A compostagem consiste na degradação da matéria orgânica que é composta, do ponto de vista químico, de carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, enxofre e outros elementos, provenientes de resíduos de origem vegetal ou animal, que, por meio da oxidação aeróbia dos microrganismos, como bactérias, fungos, actinomicetos, protozoários, sob condições de umidade, temperatura, pH adequados, resulta na produção de CO₂, água e calor obtendo no determinado tempo um adubo orgânico mineralizado designado composto orgânico (Figura 6) (KIEHL, 1985; PROSAB, 1999; CUNHA-QUEDA et al. 2003; BRITO, 2008).

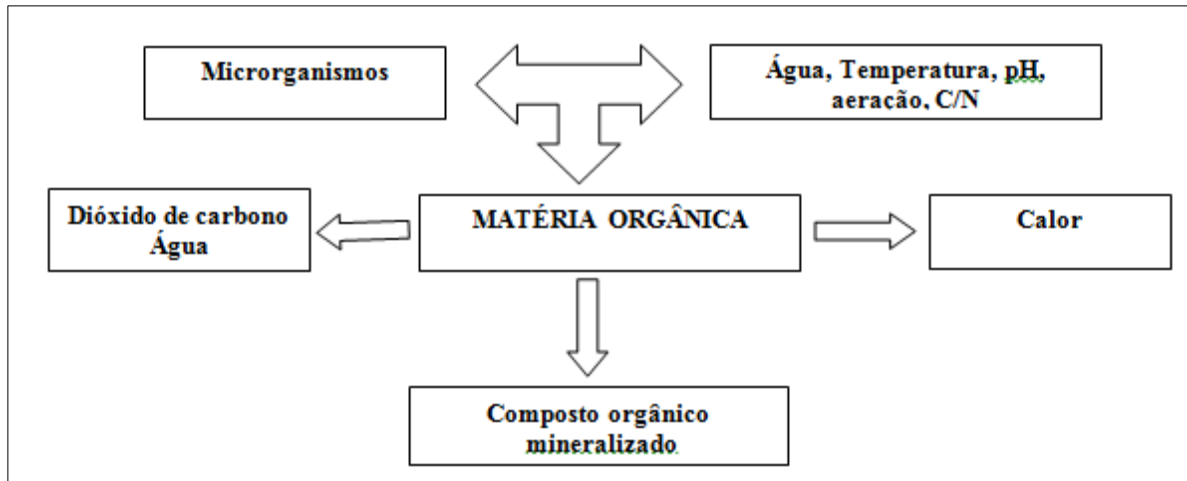


Figura 6. Esquema da degradação da matéria orgânica.

Fonte: Adriano Lima adaptado de Epstein (1997).

Em outras definições citadas por Pereira Neto et al. (1986) e Graves et al. (2000) apud Paiva (2008) a compostagem consiste de um processo biológico, aeróbio, controlado, desenvolvido por uma população diversificada de microrganismos em temperaturas mesofílicas e termofílicas que ocorrem em duas etapas diferentes: sendo a primeira as reações de oxidação da matéria orgânica e a segunda finalizada com os processos de maturação e humificação do composto.

Kiehl (1985) e Primo et al. (2010) acrescentam que a compostagem é uma técnica que ocorre naturalmente, sem custo alto e mão de obra especializada, sendo que a veracidade e a qualidade final do composto vão depender das condições do ambiente que serão fornecidas durante todo o processo.

Apesar de o processo de compostagem ser facilmente manuseado, os parâmetros físicos, químicos e biológicos precisam ser monitorados, pois vão influenciar diretamente na decomposição da matéria orgânica por meio da ação dos microrganismos que necessitam de condições ambientais adequadas para obter o composto estável, higienizado, estabilizado e maturado (EPSTEIN, 1997; BUDZIAK et al. 2004; FIALHO et al. 2005).

De acordo com Kiehl (1985), Budziak et al. (2004), Goyal et al. (2005) e Inácio & Miller (2009) a partir do monitoramento dessas variáveis, no final da compostagem a matéria orgânica será degradada e mineralizada e, quando aplicada ao solo, trará grandes benefícios nas características físicas (estrutura, aeração, retenção de água, cheiro, compatibilidade), químicas (capacidade de troca catiônica, quelação, nutrientes) e biológicas (flora microbiana) tornando-o viável para diversas atividades agrícolas sem causar danos ao meio ambiente.

Muitos trabalhos de compostagem têm sido realizados com diferentes tipos de matérias primas em diversos locais, como casas, chácaras, galpões, indústrias, universidades e

nas pequenas propriedades de agricultura familiar, consolidando cada vez mais a técnica (FIALHO et al. 2005, VAZ, 2012; BRITO, 2008; FIORI et al. 2008).

Trabalho relevante foi conduzido por Vaz (2012) na avaliação da eficiência de espécies de microrganismos capazes de degradar resíduos provenientes das indústrias de cervejaria.

Fiori et al. (2008) analisaram a biodegradação aeróbia e o tempo necessário para a completa estabilização e qualidade do composto de diferentes tipos de resíduos derivados da agroindústria, tais como: resíduos de cereais, dejetos de suínos e bovinos, cama de aviário, resíduos de incubatório de ovos e maravalha, provenientes da cooperativa do Município de Cascavel no Paraná-Brasil, e concluíram que os compostos produzidos apresentaram características satisfatórias.

Já Silva et al. (2011) estudaram a viabilidade do composto orgânico a partir do uso de macrófitas aquáticas das espécies *Salvinia auriculata* e *Eichhornia crassipes* como matéria prima para compostagem e concluíram que as macrófitas aquáticas utilizadas na compostagem apresentam ótima matéria prima na produção de composto orgânico.

Vale ressaltar que uma grande quantidade de resíduos orgânicos pode ser decomposta, porém a qualidade final do produto da compostagem depende muito da origem da matéria prima e do monitoramento dos fatores físicos, químicos e biológicos, uma vez que o uso de um substrato orgânico não degradado, imaturo e não estabilizado pode produzir um composto orgânico de qualidade inferior e causar danos ao solo, ao ambiente e à saúde humana e provocar efeitos fitotóxicos para as plantas (KIEHL, 1985; PROSAB, 1999; GOYAL et al. 2005; BARREIRA et al. 2006; BRITO, 2008; FIORI, 2008; CORDEIRO, 2010; KABATA-PENDIAS, 2010; MANOS et al. 2012).

Por isso, faz-se necessário obedecer a algumas recomendações técnicas no processo de monitoramento de biodegradação da matéria prima durante a compostagem, que, conforme Brito (2008), ocorre em duas fases distintas: a primeira chamada de “ativa” com a finalidade de fornecer condições favoráveis para os microrganismos atuarem bioquimicamente na degradação da matéria orgânica que geralmente dura entre 25 a 35 dias, e a segunda fase, chamada de “maturação” que tem como objetivo transformar um composto estável, degradado, maturado e sanitariamente adequado e que pode variar entre 30 a 60 dias.

Os principais fatores ambientais e físico-químicos determinantes para o desenvolvimento das etapas da compostagem são: agente estruturante, umidade, aeração, temperatura e relação carbono/nitrogênio.

3.6.1 Agente estruturante

Algumas matérias primas, quando utilizadas sozinhas na compostagem, não desenvolvem o processo de degradação com maior rapidez devido às condições ambientais que lhe são oferecidas e da falta de nutrientes adequados para a atuação dos microrganismos, uma vez que, a depender da matéria prima, podem ocorrer encharcamento, compactação e falta de circulação do ar na pilha devido à densidade e granulometria do material (KIEHL, 1985; TEIXEIRA, 2012). Segundo os autores, o agente estruturante atua na compostagem com a finalidade de manter as condições necessárias para a degradação da matéria orgânica.

Segundo Prosab (1999) e Inácio e Miller (2009), a utilização de material estruturante, como podas de árvores, bagaço de cana, serragem de madeira, casca de arroz, capim seco etc., na mistura da compostagem permite corrigir os problemas citados. No entanto, para a obtenção de um composto orgânico com qualidade, a escolha de um bom estruturante é fundamental e alguns critérios devem ser tomados para a aquisição do agente estruturante, como: disponibilidade, custo e transporte relativamente baratos e, se possível, a presença de trituradores nas usinas.

3.6.2 Umidade

O processo de decomposição da matéria orgânica na compostagem ocorre mediante as atividades dos microrganismos. Por se tratar de seres vivos, a água e a aeração são elementos imprescindíveis para que ocorram as atividades metabólicas dos organismos presentes, pois a sua escassez ou excesso vão influenciar no tempo de degradação do composto (EPSTEIN, 1997; PROSAB, 1999; SYMANSKI, 2005).

Dessa forma, para uma boa eficiência dos microrganismos, a umidade ideal do material deve estar na faixa de 40 e 60%, pois o excesso de umidade impede a circulação do ar e pode dar início ao processo de anaerobiose e produção de chorume pelo encharcamento, gerando odores desagradáveis; por outro lado, as umidades abaixo de 40% influenciam tanto na sobrevivência dos microrganismos como nas atividades biológicas tornando-as extremamente lentas o processo de estabilidade do composto orgânico (KIEHL, 1985; PROSAB, 1999; FIALHO et al. 2005; FIORI et al. 2008; CORDEIRO, 2010; TEIXEIRA, 2012).

No entanto, essas porcentagens vão variar conforme a natureza do material, do modo de aeração, da capacidade de absorção da água e da granulometria da matéria prima (KIEHL, 1985; PAIVA, 2008).

3.6.3 Aeração

Por ser predominantemente aeróbio o processo de compostagem, a presença de oxigênio é elemento indispensável para as atividades respiratórias dos microrganismos, para obter energia e oxidar a matéria orgânica que serve de alimento e, com isso, gerar calor no interior da leira permitindo o aumento da temperatura nas pilhas de compostagem (KIEHL, 1985; EPSTEIN, 1997; PROSAB, 1999).

Kalamdhad e Kazmi (2009) destacam que o excesso ou a falta de aeração nas pilhas afetam gravemente a decomposição resultando nas perdas de nutrientes e qualidade do composto.

Neste contexto, aeração deve ser realizada constantemente nas pilhas de compostagem, pois o ideal é que a concentração de oxigênio no interior esteja na faixa de 5 a 10% necessário para suprir atividades dos organismos (KIEHL, 1985; EPSTEIN, 1997; TEIXEIRA, 2012).

A falta de oxigênio na compostagem causa um ambiente redutor, resultando em compostos mal oxidados podendo exalar mau cheiro e tornar anaeróbio. Neste caso, a prática da aeração se faz necessária e pode ser realizada de forma manual ou mecânica, a depender do tamanho ou quantidade do material (KIEHL, 1985; PROSAB, 1999; BRITO, 2008; RAUT et al. 2008).

Durante o processo da aeração, um fator de extrema importância e que facilita as condições ambientais da pilha é a granulometria da matéria prima. Segundo Kiehl (1985), Prosab (1999), Fialho et al. (2005) e Barreira et al. (2006), o tamanho das partículas no processo de compostagem facilita a disponibilidade de oxigênio e exerce grande influência durante a degradação do composto, pois facilita a ação microbiana e acelera as reações bioquímicas.

Para Brito (2008) a dimensão entre 1,3 e 7,6 cm de diâmetro dos substratos é ideal para uma boa circulação de ar com o processo de reviramento sendo realizado de 2 a 3 vezes por semana.

3.6.4 Temperatura

Um dos fatores mais relevantes no processo de degradação da compostagem é, sem dúvida, a temperatura, pois este parâmetro funciona como catalisador do processo determinando o tipo de microrganismo atuante durante cada fase de decomposição. Com a elevação da temperatura durante o processo de compostagem, diversos organismos vão assumindo o trabalho de transformar substâncias complexas presentes na matéria orgânica convertendo-as em substâncias mais simples (KIEHL, 1985; GOYAL et al. 2005; KIERONSKI, 2014).

Essas diferenças de temperaturas que ocorrem nas pilhas durante o processo de compostagem (Figura 7) vão ser determinantes para cada fase e estão impostas às condições ambientais fornecidas aos microrganismos, como: umidade, aeração, relação carbono/nitrogênio, granulometria, etc (KIEHL et al. 1985; EPSTEIN, 1997; YU et al. 2008).

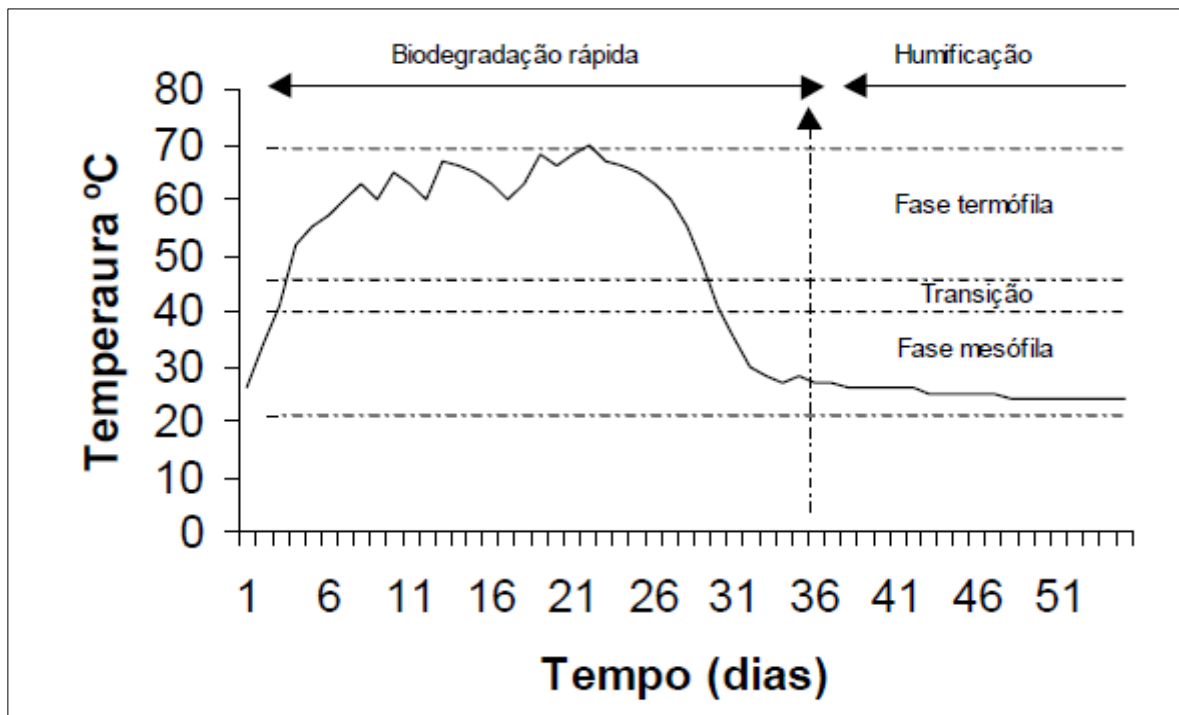


Figura 7. Curva de variação de temperatura durante o processo de compostagem.

Fonte: PROSAB, 1999.

De maneira geral, os microrganismos têm uma faixa de temperatura ótima de desenvolvimento e atuação em todo processo.

Na primeira fase mesofílica, predominam os organismos que se desenvolvem em temperatura ambiente abaixo de 40°C. Nesta fase ocorre o início do processo de decomposição em que os microrganismos estão em período de colonização, no qual as

bactérias, fungos e actinomicetos prevalecem e atuam rapidamente levando um período de 2 a 5 dias na compostagem. A partir desta fase, ocorre aumento de temperatura com liberação de calor, conseqüentemente dando lugar a outros organismos mais resistentes à mudança de temperatura (PROSAB, 1999; PAIVA, 2008).

Em seguida ocorre a fase termofílica, que é caracterizada por temperaturas acima de 45°C podendo alcançar 65°C. A partir daí, passam a atuar efetivamente os microrganismos termofílicos capazes de degradar os compostos facilmente degradáveis, como carbono, proteínas e lipídios. Segundo Kiehl et al. (1985) e Prosab (1999), neste período ocorre maior consumo de oxigênio e aumento do pH favorecendo a higienização do composto pela eliminação de alguns organismos patogênicos decorrentes da produção de calor. Ainda segundo os autores, esta fase é bastante rápida e corresponde à etapa de bioestabilização da matéria orgânica.

Já na fase de resfriamento e maturação, as temperaturas da compostagem diminuem retornando para as temperaturas ambientais da fase inicial na qual predominam características mesofílicas. Para Fialho et al. (2005), nesta fase ocorre redução das atividades microbianas presentes no composto, pelo decréscimo de nutrientes, dando prioridade aos fungos e actinomicetos que atuam na degradação de outros compostos mais resistentes, como a celulose, hemicelulose e lignina. Durante este período, os fungos atuam em maior concentração e podem durar várias semanas, pois esses organismos são responsáveis pela polimerização das moléculas orgânicas, ou seja, a degradação de outros compostos mais resistentes transformando-os em substância húmicas.

Silva et al. (2011) trabalharam com as macrófitas aquáticas das espécies de *Salvinia auriculata* e *Eichhornia crassipes* no processo de compostagem e detectaram predominância também de populações de fungos e actinomicetos no final da compostagem por conter mais materiais ricos em lignina e celulose.

No entanto, nesta fase, além da presença de microrganismos, ocorre a ação dos macrorganismos, como moscas, centopéias, formigas, besouros e aranhas, período em que se dá a humificação do produto. Já nesta fase, o composto apresenta características físicas, como cheiro de terra, brilho e maciez e condições químicas e biológicas para ser aplicado na agricultura (KIEHL, 1985; PROSAB, 1999; SIQUEIRA, 2006).

Os microrganismos são os principais responsáveis pelo sucesso da compostagem, a qual permite a transformação dos compostos presentes nos resíduos orgânicos mais complexos em compostos mais simples. Essas transformações ocorrem por meio das enzimas hidrolíticas, como celulasas, fosfatase, sulfatases, lipase, protease e hemicelulase, que são

liberadas pela flora microbiana presente na matéria prima. Primeiramente são degradados os açúcares, amidos e proteínas, seguidos de hemiceluloses, celuloses, óleos, gorduras, resinas, ácidos graxos, ligninas e taninos, que são mais resistentes, provocando a despolimerização dos diferentes tipos de resíduos (KIEHL, 1985; FARIAS, 2001; GOYAL et al. 2005; BRITO, 2008; RAUT et al. 2008).

Para Kiehl (1985), a faixa ótima para degradação da matéria orgânica está entre temperaturas de 50 e 60°C. No entanto, em temperaturas elevadas acima de 65°C, os microrganismos cessam suas atividades metabólicas, tornando o processo muito lento, levando à morte; enquanto que temperaturas muito baixas retardam as atividades metabólicas dos microrganismos e não eliminam os organismos patogênicos (KIEHL, 1985; FIALHO et al. 2005; CORDEIRO, 2010).

3.6.5 pH

A determinação do pH, juntamente com outros parâmetros, é importante para monitorar o comportamento da degradação da matéria orgânica, pois valores muito baixos ou altos reduzem ou até inibem a atividade dos microrganismos, apesar de ser um parâmetro que possui largo espectro dentro da compostagem em virtude da variação de organismos que atuam (PROSAB, 1999; CORDEIRO, 2010).

O pH pode variar ao longo da compostagem, devido às modificações que ocorrem na matéria prima, principalmente na fase inicial da compostagem em que ocorre a proliferação dos microrganismos. Geralmente na compostagem, o pH inicia-se ácido, variando entre 5,5 a 6,0, devido à liberação dos ácidos orgânicos com produção de CO₂ na fase mesofílica, seguida de fase neutra, alcançando no final um pH alcalino na faixa de 8,0 a 9,0 devido às bactérias e fungos hidrolisarem as proteínas liberando amônia e ocorrer a formação de ácidos húmicos (KIEHL, 1985; FIALHO et al. 2005; SANTOS, 2007).

A faixa ótima para degradação da matéria orgânica e atuação dos microrganismos geralmente situa-se entre 5,5 e 8,5, finalizando entre 7,0 e 8,5, pois a eficiência da estabilização de um composto é afetada com valores de pH baixo (5,0) ou alto (9,0), pois torna-se muito lenta em ambas situações (EPSTEIN, 1997; FIALHO et al. 2005).

3.6.6 Relações carbono/nitrogênio

Para um bom sucesso da compostagem, os microrganismos necessitam além das condições ambientais favoráveis, fornecimento de macronutrientes (carbono, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio) e micronutrientes (zinco, cobre e níquel) (SIQUEIRA, 2006; CHENG et al. 2007; SANTOS, 2007).

Entre eles, o mais importante e essencial refere-se à relação C/N da matéria prima. O carbono e o nitrogênio são considerados nutrientes essenciais para as atividades metabólicas dos microrganismos durante todo o processo de compostagem, pois o carbono é utilizado como fonte de energia, e o nitrogênio é importante para síntese de proteínas, ácidos nucleicos, aminoácidos e enzimas necessários ao crescimento e desenvolvimento celular (SIQUEIRA, 2006; CHENG et al. 2007; SANTOS, 2007; CORDEIRO, 2010).

No entanto, para proporcionar um bom desenvolvimento dos microrganismos e acelerar o processo de degradação da matéria orgânica, o balanço de C/N deve ser bem equilibrado, pois quanto maior esta relação, mais tempo será necessário para a decomposição; por outro lado, com menor relação, mais rápido será obtido um composto mais estabilizado (KIELH, 1985; PROSAB, 1999; FILHO, 2011; TEIXEIRA, 2012; KIERONSKI, 2014).

Segundo Kielh (1985), a relação 30:1 de C/N é considerada ideal para dar início à compostagem. Essa relação é indicada devido os microrganismos responsáveis pela compostagem absorverem os elementos de carbono e nitrogênio em uma proporção de 30 partes de carbono para cada parte de nitrogênio.

Para Epstein (1997), Prosab (1999), Symanski (2005) e Fialho et al. (2005), a proporção ideal da relação carbono/nitrogênio para início da compostagem deve se concentrar entre 25:1 e 40:1. Valores acima de 40:1 na relação C/N não proporcionam o crescimento e desenvolvimento dos microrganismos por conter carbono excedente e não ser todo degradado, retardando o tempo da compostagem; e uma relação C/N muito baixa, inferior a 20:1, causa perdas de nitrogênio na forma de amônia, reduzindo a temperatura, o que pode ocorrer liberação de odores desagradáveis.

Paiva (2008) salienta que larga faixa de proporção deva-se às características particulares de cada material, do clima e do processo utilizado, pois a adequada relação de carbono/nitrogênio determinará a velocidade da decomposição da matéria orgânica.

Kiehl (1985) acredita que uma proporção entre 12:1 e 10:1 seja ideal para um composto orgânico final com qualidade, período em que o nitrogênio total transformou em nitrogênio amoniacal, passando para nitrito e finalizando em nitrato, que é a forma

mineralizada do nitrogênio orgânico disponível para as plantas, essencial na síntese de proteínas, ácidos nucleicos durante o ciclo vegetativo da planta.

Se um composto, no final, apresentar uma relação C/N acima de 20:1, pode significar que ele ainda não tenha completado a sua estabilização, devendo ser aplicado no solo com cautela, podendo este ainda sofrer ação dos microrganismos quando colocado no solo (INÁCIO & MILLER, 2009).

Para Epstein (1997), os microrganismos do solo irão aproveitar o carbono disponível no composto orgânico não estabilizado para as atividades metabólicas e obter energia e, com isto, imobilizar os nutrientes minerais deixando-os indisponíveis para a absorção pelas raízes dos vegetais.

3.6.7 Aspectos Legais de Compostagem

Desde a antiguidade, o uso de fertilizantes orgânicos tem sido feito com o objetivo de aumentar a produção agrícola. Contudo, tal como acontece com os fertilizantes químicos, os fertilizantes orgânicos podem também comprometer a qualidade dos solos por não atender as características físico-químicas e biológicas adequadas gerando também impactos negativos na água, no solo e nos seres humanos via cadeia alimentar (KIEHL, 1985; SANTOS, 2007; LIMA, 2008).

Segundo Kiehl (1985), os fertilizantes orgânicos podem ser definidos como:

Todo produto de origem vegetal ou animal que, aplicado ao solo em quantidades, em épocas e maneiras adequadas, proporciona melhorias de suas qualidades físicas, químicas, físico-químicas e biológicas, efetuando correções de reações químicas desfavoráveis ou de excesso de toxidez e fornecendo às raízes nutrientes suficientes para produzir colheitas compensadoras, com produtos de boa qualidade, sem causar danos ao solo, à planta ou ao ambiente.

De acordo com o decreto 86.955, de 18/02/1982, o composto orgânico passou a ser classificado como fertilizante composto, o qual pode ser obtido por processo bioquímico, natural ou controlado com mistura de resíduos de origem vegetal ou animal.

Desse período até os dias atuais, diversos decretos e portarias foram criados e revogados visando à regulamentação dos fertilizantes orgânicos para uso agrícola. A partir da Portaria nº 1 de 4 de março de 1983, vinculada ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA que se definiram alguns parâmetros para que os compostos

orgânicos de maneira geral tenham limites estabelecidos para serem considerados fertilizantes orgânicos e serem comercializados (Tabela 4) (KIEHL, 1985).

Tabela 4. Valores mínimos e tolerados permitidos para composto orgânico.

Parâmetro	Valor	Tolerância
pH	Mínimo de 6,0	Até 5,4
Umidade	Máximo de 40%	Até 44%
Matéria Orgânica	Mínimo de 40%	Até 36%
Nitrogênio Total	Mínimo de 1,0 %	Até 0,9%
Relação C/N	Máximo de 18/1	Até 21/1

Fonte: Kiehl (1985)

No entanto, a referida Legislação Brasileira não apresenta limites de tolerância para a presença de metais pesados e outras substâncias, como também para os patógenos presentes nos compostos orgânicos. Contudo, a partir do uso dos resíduos de estação de tratamento de esgoto (biossólido) na compostagem, têm se intensificado em alguns países, inclusive o Brasil, regras que limitam os valores máximos de elementos orgânicos, inorgânicos e biológicos nos fertilizantes orgânicos para uso na agricultura.

No Brasil, além da Portaria MAPA nº 1/83, os demais documentos legais são:

1. a Resolução CONAMA nº 375/2006, órgão vinculado ao Conselho Nacional do Meio Ambiente que limita os valores químicos e biológicos em fertilizante orgânico obtido a partir de matérias-primas de origem industrial, urbana ou rural, vegetal ou animal;
2. a Instrução Normativa 23/2005 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2005), que tem como objetivo “Aprovar as definições e normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura”. Esta Legislação foi revogada em 2009 pela IN 25 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2009).
3. além das normas publicadas nacionalmente, alguns estados, como São Paulo que, por meio da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). Esta norma estabelece os procedimentos, critérios e requisitos para a elaboração de projetos, implantação e operação de sistemas de aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico de despejos líquidos sanitários ou industriais, em áreas

agrícolas, visando atendimento de exigências ambientais. É uma empresa responsável pela coleta e tratamento de esgoto, que elaborou alguns parâmetros de limites quanto à disposição dos resíduos sólidos urbanos exclusivamente de biossólidos para aplicação na agricultura.

A Tabela 5 apresenta os parâmetros limites estabelecidos por estas normas legais.

Tabela 5. Concentração máxima permitida de substâncias inorgânicas presentes em lodo de esgoto ou derivados conforme as legislações pertinentes (IN 27/06, Resolução 375/06, Cetesb).

Substâncias Inorgânicas	Fertilizantes orgânicos IN (base seca) 27/09 (mg.kg⁻¹)	Lodo de esgoto ou produto derivado (base seca) Resolução 375/06 (mg.kg⁻¹)	Lodo de esgoto ou produto derivado Cetesb (mg.kg⁻¹)
Arsênio	20	41	75
Bário	-	1300	-
Cádmio	3	39	85
Chumbo	150	300	840
Cobre	-	1500	4300
Cromo	200	1000	-
Mercúrio	1	17	57
Molibdênio	-	50	75
Níquel	70	420	420
Selênio	80	100	100
Zinco	-	2800	-

Fonte: Teixeira (2012)

De acordo com esta Instrução Normativa, os fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos e organominerais serão classificados, de acordo com as matérias-primas utilizadas na sua produção, em classes A, B e C:

- 1- Classe "A": fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos da agroindústria, nos quais não sejam utilizados, no processo, metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos, resultando em produto de utilização segura na agricultura;
- 2- Classe "B": fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima oriunda de processamento da atividade industrial ou da agroindústria, em que metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos são utilizados no processo, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

- 3- Classe "C": fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura.

Internacionalmente os limites estabelecidos em compostos orgânicos são mais rígidos, principalmente quanto aos metais pesados, e obedecem às normas da Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA) e da União Europeia. Como se pode observar na Tabela 6, existe uma grande variação de limites estabelecidos de metais pesados no composto de lixo urbano em diversos países, sendo a Holanda o país mais exigente adotando níveis mais severos, tendo cada parâmetro baseado nas condições do solo, clima e nas atividades industriais de cada região.

Tabela 6. Teores permissíveis de metais pesados (mg.kg⁻¹) no composto de lixo urbano em alguns países da Europa e Estados Unidos

País	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni	Cd	Hg
Alemanha	150	100	400	100	50	15	1
Áustria	900	1000	1500	300	200	6	4
França	800	-	-	-	200	8	8
Suíça	150	150	500	-	-	3	3
Itália	500	600	2500	500	200	10	10
Holanda	20	300	900	50	50	2	2
Estados Unidos	500	500	1000	1000	100	10	2

Fonte: Grossi (1993); Silva et al. (2002) apud Brito (2008)

3.7 A Cultura do Feijão

3.7.1 Produção Agrícola no Brasil

Supõe-se que a produção de grãos como alimento teve início no continente africano, asiático e americano há dez mil anos A.C., quando surgiram as primeiras plantações agrícolas, tendo o feijão historicamente como um dos principais alimentos consumidos e mais antigos do mundo e que perdura até hoje como uma das leguminosas de grande destaque nas atividades agrícolas (LIMA, 2008; JASPER, 2010).

No Brasil, durante as décadas de 1970, 1980 e 1990, a área plantada aumentou na faixa 4.000 a 5.500 hectares, porém, nos últimos 16 anos, houve redução para 3.000 hectares. Tais reduções de área plantada de feijão no país se devem à implantação de outras culturas no

ciclo do agronegócio brasileiro, como a soja, milho e o trigo, como também influenciadas pelas oscilações climáticas nos últimos anos (CONAB, 2016; IBGE, 2016).

Apesar dessas situações, o Brasil ainda é considerado o maior produtor de feijão do mundo, seguido da Índia e Birmânia. O estado do Paraná concentra o 1º lugar em produção de grãos, seguido de Minas Gerais, Goiás, Santa Catarina e São Paulo. No Nordeste, a Bahia com 85.245 toneladas (1ª safra), 85.690 toneladas (2ª safra) e 186 toneladas (3ª safra) é considerada o principal produtor de grãos da leguminosa, seguida de Pernambuco, Ceará e Piauí (Figura 8) (MANOS et al. 2013; ALVES, 2014; CONAB, 2016; IBGE, 2016).

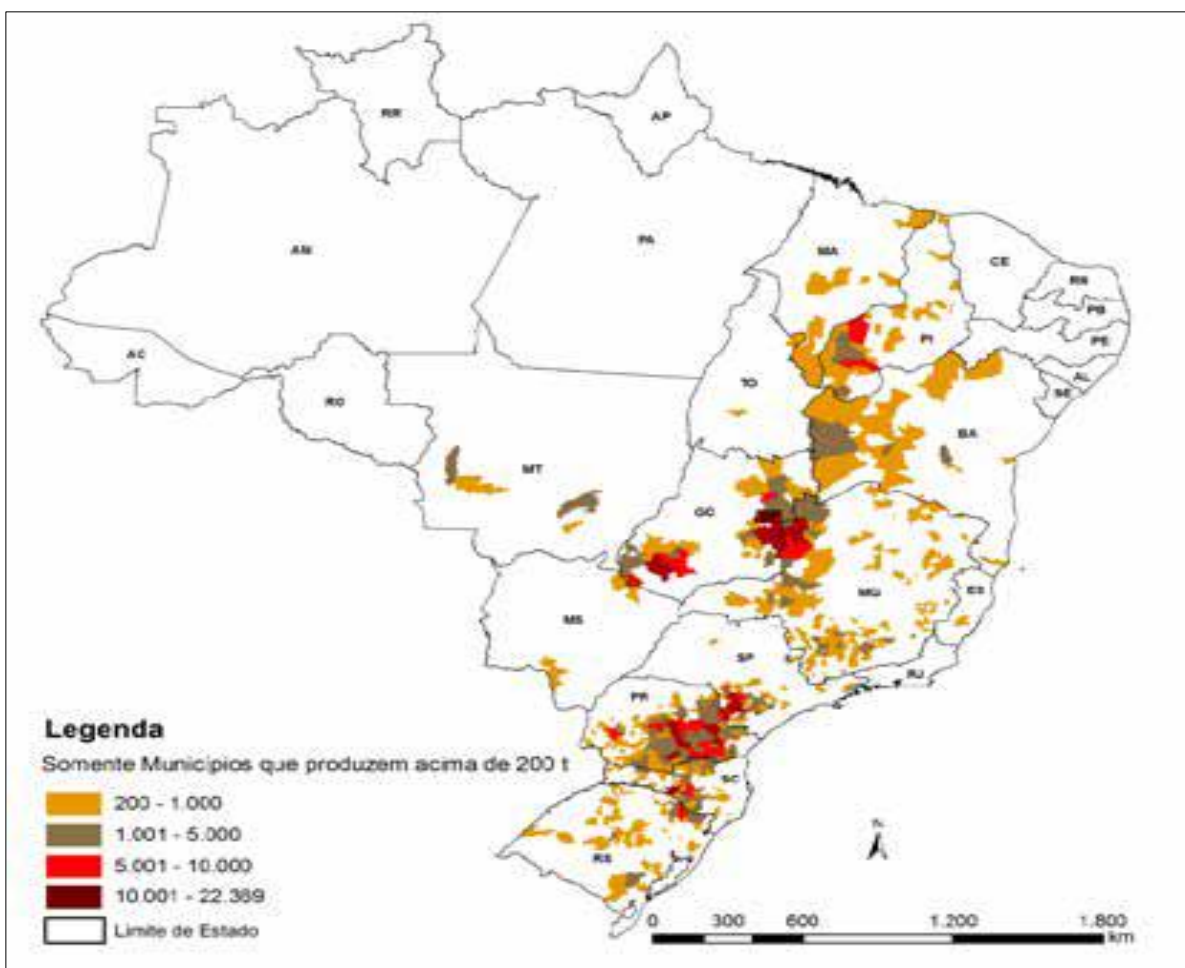


Figura 8. Mapa da produção agrícola – Feijão

Fonte: CONAB (2016)

Considerada uma cultura que possui três safras durante o ano no Brasil, com produção estimada em 2016 de 1.140.571 toneladas (1ª safra), 1.030.959 toneladas (2ª safra) e 468.695 toneladas (3ª safra), o feijão é uma leguminosa que apresenta um consumo médio de grãos, anualmente, de 3,5 milhões de toneladas, sendo consumida por 70% dos brasileiros (CONAB, 2016). Por esse motivo, o feijão se destaca como uma das principais leguminosas produzidas

e consumidas pelos brasileiros e há projeções de que aumente em torno de 0,2% para as próximas décadas, constituindo linha de frente na dieta alimentar dos brasileiros em virtude de suas características nutricionais (LIN et al. 2008; BARROS, 2011; VANIER, 2012; CONAB, 2016; IBGE, 2016).

Taxonomicamente pertence à ordem Fabales, família Fabaceae, gênero *Phaseolus*, com cerca de 55 espécies, sendo a espécie (*Phaseolus vulgaris* L.) a mais conhecida e cultivada dentro do gênero *Phaseolus* pela diversidade de variedades de feijão, como Carioca, Mulatinho, Preto e Roxo. A variedade carioca é consumida em todo Brasil, o que corresponde a 50% de área cultivada (VANIER, 2012; MANOS et al. 2012).

3.7.2 Aspecto Socioeconômico

Cultivado ao longo dos anos, em todo território nacional, a cultura do feijão é considerada um dos produtos agrícolas de grande importância socioeconômica, dada à produção como subsistências em pequenas comunidades rurais, com plantações do tipo monocultura ou consorciado, explorada quase que exclusivamente por pequenos produtores (CONAB, 2016). Contudo, no final do século XIX e início do século XX, com o surgimento dos fertilizantes químicos, adoção de irrigação, colheita mecanizada e produção anual de 3 safras, houve interesse de outros produtores pelo cultivo de feijão contribuindo com o crescimento acentuado na produção de grãos aumentando as safras, gerando mão de obra e aumento da produção de alimentos (LIMA, 2008; BARROS, 2011).

Todavia, segundo Lima (2008) e Barros (2011), a partir desse período, começaram a surgir problemas socioeconômicos e ambientais, tais como concentração fundiária, êxodo rural, destruição das florestas, erosão, contaminação dos recursos naturais e problemas de saúde pública com o uso de fertilizantes químicos na agricultura.

De acordo com o modelo de agricultura convencional adotado nos últimos anos com o surgimento de vários impactos negativos, pesquisadores e produtores rurais têm procurado buscar novas tecnologias que atendessem as produtividades agrícolas de forma sustentável (LIMA, 2008; NODARI e GUERRA, 2015).

Diante deste contexto, para Lima (2008), existem duas correntes quanto à implementação de uma agricultura de sustentável:

De um lado as visões conservadoras, acreditando ser possível atingir uma forma sustentável de produção com pequenas alterações do modelo convencional e de outro, a visão dos radicais que defendem uma transformação econômica, social e ambiental em todo o sistema agroalimentar.

Com novo pensamento de produção agrícola como forma de minimizar a degradação do meio ambiente e problemas de saúde pública, tem surgido a Agroecologia como ferramenta importante para ajudar o desenvolvimento agrícola adaptado às condições das populações rurais com o objetivo de propor um manejo ecologicamente adequado dos recursos naturais, como objetivo na produção agrícola como subsistência e/ou comercialização de maneira sustentável e ecologicamente correta durante curto, médio e longo prazo (LIMA, 2008; CONAB, 2016).

De maneira geral, na visão agroecológica para atendimento à agricultura sustentável e à produtividade, alguns requisitos devem ser adotados, como: redução do uso de produtos comerciais, uso de recursos renováveis acessíveis, propor impactos benéficos no meio ambiente, aceitação e/ou tolerância das condições naturais locais, manutenção da capacidade produtiva, preservação da diversidade biológica e cultural, utilização do conhecimento local e produção de mercadorias para consumo interno e externo (LIMA, 2008).

Diante destes requisitos agroecológicos, tem-se fortalecido cada vez mais a fixação do homem no campo caracterizado pela agricultura familiar, que, juntamente com o apoio de assistências técnicas e implantações de novas tecnologias, tem contribuído na produção de safras e colocado o Brasil como destaque no agronegócio. Somando-se a isso, nos últimos anos, o governo federal tem lançado financiamentos para os pequenos e médios produtores rurais através do Programa Nacional de Apoio ao Médio Produtor (Pronamp) e do Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (Pronaf). No entanto, devido às dificuldades de honrar com os créditos rurais e condições climáticas, houve redução da procura por parte dos agricultores por esses tipos de financiamentos (LIMA, 2008; ALVES, 2014; CONAB, 2016).

Acrescenta-se ainda que a participação dos programas governamentais de extensão rural, das organizações não governamentais (ONGs) e centros de pesquisas (universidades, empresas de pesquisa agropecuária, entre outros) é necessária para consolidar a prática da agricultura familiar, no sentido de orientações agrícolas no controle e manejo, não só no atendimento às culturas agrícolas, como também na criação de animais e na transformação da matéria prima rural, visando subsistência do homem do campo e fortalecer a conservação dos

recursos genéticos vegetais (LIMA, 2008; ALMEIDA et al. 2014; NODARI e GUERRA, 2015).

Como a cultura do feijão apresenta três safras durante o ano, sua produtividade é dependente principalmente das condições climáticas e hidrológicas regionais, pois, a depender das oscilações sazonais, a produtividade pode ser reduzida. Todavia, os financiamentos e assistências técnicas são essenciais para a sobrevivência e permanência dos produtores rurais no campo, pois, segundo o IBGE (2006), cerca de 90% constituem-se de produtores de feijão (JASPER, 2010; POSSE et al. 2010; MANOS et al. 2012; CONAB, 2016).

Por constituir um alimento que, culturalmente, faz parte principal da dieta dos brasileiros, o feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.) é umas das atividades agrícolas mais cultivadas nas comunidades rurais quando comparado com outras leguminosas, como lentilha, ervilha, grão de bico etc. (LIMA, 2008; LIN et al. 2008; JASPER, 2010).

Sua importância deve-se ao conhecimento do seu uso no tratamento de anemias, motivado pela sua composição química em apresentar fontes de nutrientes, como proteínas, carboidratos, minerais, vitamina do complexo B, além de fornecedor de fibras para o trato gastrointestinal, funciona como antioxidante. Isto fez com que seja um produto bastante cultivado, consumido e comercializado de alto valor econômico (LIMA, 2008; LIN et al. 2008; JASPER, 2010; VANIER, 2012; KUMAR e CHOPRA, 2014).

No entanto, nos últimos anos, devido não só aos fatores ambientais como também os de caráter técnico (preparo do solo, qualidade da semente e manejo da cultura), tem-se percebido queda na produtividade dos grãos elevando o preço do produto e, com isso, diminuindo o consumo pela população devido às oscilações de preço no mercado (LIMA, 2008; TOLEDO et al. 2009; MANOS et al. 2012).

3.7.3 Condições de Cultivo

A produtividade do feijão é baseada nas condições ambientais que lhe são oferecidas, apesar de ser bastante adaptada às diferentes condições climáticas e solo, o que faz com que seja uma cultura que apresenta três colheitas durante o ano. No entanto, o conhecimento dos fatores climáticos é uma das ferramentas de maior importância para obter boa produtividade. Tais fatores vão influenciar o ciclo de vida da cultura desde a germinação, desenvolvimento, floração e frutificação (PEREIRA et al. 2014).

Para Faria (2012), Pereira et al. (2014) e Alves (2014), o tipo de solo, qualidade da semente, adubação e manejo, são incisivos, porém, os mais críticos referem-se as condições climáticas do local de cultivo em especial à disponibilidade hídrica e temperatura.

A disponibilidade de água é um dos fatores que mais influenciam na produtividade do vegetal devido à redução das atividades fotossintéticas. Em condições hídricas adequadas ao solo, a água que é absorvida pelas raízes das plantas é responsável por transportar nutrientes para as partes aéreas através dos vasos lenhosos ou xilema juntamente com a transpiração que auxilia na translocação de compostos dentro da célula (CARVALHO, 2014).

Já no caso de déficit hídrico, podem acontecer alterações na organização molecular da clorofila, o que reduz a capacidade fotossintética, tendo como consequência a redução e a disponibilidade do CO₂ no interior das células gerada pelas trocas gasosas durante a fotossíntese em virtude do fechamento dos estômatos (RAVEN et al. 1999; LIMA, 2008).

Em termos de necessidades hídricas, o feijoeiro requer disponibilidade em todo o seu ciclo vegetativo, pois são indispensáveis as atividades fisiológicas, como absorção, transporte de nutrientes, fotossíntese, respiração e transpiração, especialmente nos estádios de germinação, floração e maturação (NETO e FONCELLI, 2000; PEREIRA et al. 2014).

Nos estudos realizados por Forti et al. (2009) sobre efeitos do potencial hídrico em cultivares de feijão, concluíram que houve redução drástica na germinação das sementes à medida que a disponibilidade hídrica foi ficando escassa.

No entanto, durante o ciclo biológico da planta, as dosagens de água a serem irrigadas devem ser equilibradas para não haver escassez ou encharcamento. Conforme Barladin et al. (2000), o consumo total de água para uma planta, durante seu ciclo vegetativo, é de 300 mm; e a dosagem diária é de 3,5 mm, volume que depende do estágio de desenvolvimento da planta. De acordo com o calendário de plantio, que envolve três safras durante o ano, esses valores podem variar a depender das condições climáticas da região para que os estádios fenológicos da planta possam ser completados sem danos.

A temperatura é um dos fatores que afeta o desenvolvimento do feijão em todos os estádios fisiológicos, incidindo principalmente no florescimento, número de vagem e frutificação (PEREIRA et al. 2014). Para Alves (2014), variações de baixas e altas temperaturas podem afetar o desenvolvimento do feijão em todo o seu ciclo reduzindo a produtividade dos grãos.

Segundo Didonet e Vitória (2006) e Pereira et al. (2014), temperaturas altas durante o desenvolvimento da planta influenciam na redução do ciclo, aumento da atividade respiratória, redução da taxa de assimilação de gás carbônico e aumento de biomassa

causando a redução na taxa de fertilização e abortamento de flores e vagens, como também a redução do número de sementes por vagem. Enquanto que temperaturas baixas incidirão logo na germinação da planta devido ao excesso de umidade, falta de temperatura e luminosidade adequada refletindo na produção de plantas de pequeno porte, além do surgimento de diversas doenças.

Para Neto e Foncelli (2000), as temperaturas ótimas para a cultura do feijoeiro variam entre 18 a 30°C, sendo a ótima em torno de 21°C.

Ao analisar o desenvolvimento fenológico e a produtividade do feijão sob estresse térmico, Didonet e Vitória (2006) observaram que em temperaturas acima de 30°C durante o dia e superiores a 20°C durante a noite, houve redução na biomassa dos grãos e antecipou o abortamento das vagens, efeitos que podem ser explicados pela grande quantidade de grãos deformados causando redução na produtividade.

Vários acontecimentos ocorrem durante os estádios fenológicos do vegetal em épocas bem definidas e que precisam ser acompanhados, pois são fases sensíveis e passíveis de sofrimentos drásticos durante todo o ciclo da planta, inviabilizando a produção dos grãos. O Quadro 2, mostra os acontecimentos referentes a cada estágio durante o ciclo vegetativo.

ESTÁDIOS	TEMPO (DIAS)	ESTADO FISIOLÓGICO DA CULTURA
V ₀	5 a 8	Germinação/ emergência
V ₁	15	Cotilédones ao nível do solo/ 1ª folha composta aberta
V ₂	20	Desdobramento das folhas primárias
V ₃	25	Emissão da primeira folha trifoliada
V ₄	34	Emissão da terceira folha trifoliada
R ₅	37	Aparecimento dos botões florais
R ₆	46	Florescimento
R ₇	56	Início da formação das vagens
R ₈	66	Enchimento das vagens
R ₉	77	Maturação das vagens

Quadro 2. Fases fenológicas do feijão

Letra (V) corresponde à fase vegetativa

Letra (R) corresponde à fase reprodutiva

Fonte: Neto e Foncelli 2000; Netto et al. (1971).

Diante dessas informações dos dados fenológicos da planta, permitem-se ao produtor rural possibilidades de avaliar os fatores que influenciam no desenvolvimento da cultura desde o início até o final da produção e, assim, favorecer as tomadas de decisões através do manejo para evitar problemas na produção.

A produtividade do feijão é influenciada não só pelos fatores climáticos, mas principalmente pelos teores de macro e micronutrientes que estão disponíveis no solo. Segundo Raven et al. (1999), a absorção dos elementos essenciais depende não apenas do papel do elemento na planta, mas também da sua mobilidade no interior do solo e no vegetal.

O feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.) possui um curto sistema radicular que proporciona atingir poucas profundidades. Por outro lado, adapta-se a solos levemente arenosos até altamente argilosos, basta o solo fornecer nutrientes necessários ao desenvolvimento da cultura (REICHERT, 2012; PEREIRA et al. 2014).

O cultivo do feijão é exigente em condições químicas e físicas do solo. Para o desenvolvimento das plantas, um dos fatores físicos que é responsável pela produtividade das colheitas é o pH do solo. Geralmente, todas as plantas desenvolvem-se em pH na faixa de 6,5, no caso do feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.) vivem em valores de pH ideais entre 5,7 e 6,7. Conforme Malavolta et al. (1974), o efeito do pH no solo é evidenciado pela ação direta dos íons hidrogênio que tornam os elementos essenciais disponíveis para absorção das plantas.

Já em relação aos nutrientes, o feijão precisa de alguns elementos químicos que são essenciais em grandes quantidades e outros em pequenas. O potássio por exemplo, é considerado o terceiro elemento mais importante para a produtividade da planta seguido do nitrogênio e o fósforo. Apesar de ser um elemento altamente seletivo, sua absorção pela planta se dá na forma iônica (K^+) presente na solução do solo. É um íon que apresenta elevada mobilidade no interior das células, entre células individuais, entre tecidos e no transporte a longa distância via xilema e floema (MALAVOLTA et al. 1974; KIEHL, 1985).

O cátion K^+ é responsável pelo estado hídrico da planta, pela abertura dos estômatos, manutenção da turgidez celular e é ativador de muitas enzimas. Porém, as concentrações devem estar adequadas ao solo para o suprimento da planta, pois de sua deficiência no feijoeiro surgirão sintomas, como pouco desenvolvimento, caule pequeno e delgado, poucas flores e vagens com poucas sementes, além de clorose e necrose nas folhas (RAVEN et al. 1999; KIRKBY e RÖMHELD, 2007; LEITE e ZAMPIERON, 2012).

As plantas no geral absorvem o magnésio na forma iônica (Mg^{+2}), sendo a forma trocável do ponto de vista de nutrição a mais absorvida pelas plantas (MALAVOLTA et al. 1974). É um macronutriente componente da molécula de clorofila e ativador de muitas enzimas. Como sintomas de sua carência no feijoeiro aparece geralmente clorose nas folhas, o ápice foliar e margem tornam-se curvados para cima e há presença de caules delgados (RAVEN et al. 1999; ÇAKMAK e YAZICI, 2010).

Dentre os micronutrientes, encontram-se o Fe, Zn, Mn, Ni e Cu que apesar de terem concentrações mais baixas nos solos, são requisitados no cultivo do feijoeiro com mesma importância dos macronutrientes, pois fazem parte das funções metabólicas e atividades enzimáticas dos vegetais, contudo, quando presentes em altas concentrações, podem ser tóxicos para as plantas (KIRKBY e RÖMHELD, 2007; PRIMO et al. 2010; KABATA-PENDIAS, 2010).

O ferro pode ser absorvido pelas plantas na forma iônica (Fe^{+2}) ou (Fe^{+3}). É um micronutriente móvel na planta, tanto no xilema como no floema, e essencial para a sobrevivência e proliferação de todas as plantas, pois atua como aparato no sistema fotossintético, participa da biossíntese das proteínas, das atividades enzimáticas, na respiração e da biossíntese de formação da clorofila. Geralmente as leguminosas são conhecidas por acumular mais ferro do que outras plantas. Os primeiros sintomas de deficiência do ferro no cultivo do feijão são constatados nas folhas jovens com o aparecimento de clorose interveinal, caules curtos e finos (MALAVOLTA et al. 1974; KIEHL, 1985; RAVEN et al. 1999; KIRKBY e RÖMHELD, 2007; KUMAR e CHOPRA, 2014).

O elemento Zn só está presente nas plantas na forma divalente (Zn^{+2}) e geralmente é absorvido pelas raízes da planta por difusão. Segundo Raven et al. (1999) e Kirkby e Römheld (2007), o elemento funciona na ativação das enzimas, na integridade e permeabilidade das membranas, além de participar do metabolismo das proteínas e carboidratos e do fotossistema II e I.

Como assinalam Malavolta et al. (1974) e Kabata e Pendias (2010), o zinco é fortemente retido na argila e matéria orgânica, tornando o elemento imóvel no solo principalmente em pH alcalino. Por ser um elemento pouco móvel no sistema solo-planta, seus sintomas de deficiência em feijoeiro aparecem mais nas folhas jovens correspondendo à diminuição da expansão foliar, necrose e coloração avermelhada nas folhas. É considerado altamente fitotóxico, sendo sua toxidez pronunciada nas plantas na faixa de 100 a 400 mg.kg^{-1} .

O micronutriente cobre é menos móvel no solo em relação aos outros metais. Segundo Kiehl (1985), esse fato pode ser justificado pela formação de complexos e quelados de cobre com ligno-proteínas, humatos e minerais de argila.

O íon cobre pode ser absorvido pelas raízes das plantas na forma catiônica (Cu^{+2}). Porém apresenta baixa mobilidade nos tecidos devido à forte ligação nas paredes celulares, por esse motivo são encontradas baixas concentrações nas partes aéreas das plantas (KABATA e PENDIAS, 2010). Segundo Khan et al. (2015), o cobre desempenha papel

fundamental na fotossíntese, respiração, lignificação, desintoxicação de radicais, síntese de ATP e na produção de metabólitos secundários.

A deficiência de cobre nas plantas é sentida pela redução de sacarose, afetando com isso a matéria seca da planta, diminuição na produção de metabólitos secundários e na formação de lignina, tornando a planta mais vulnerável aos patógenos, além de clorose, necrose, distorção foliar, crescimento e funcionamento anormal das raízes, o que pode afetar a produção de grãos, sementes e frutos no cultivo do feijão (RAVEN et al. 1999; KHAN et al. 2015). Conforme Kabata e Pendias (2010), níveis entre 20 e 100 mg.kg⁻¹ são considerados tóxicos para alguns vegetais.

Segundo Senkondo et al. (2015), o cobre adicionado no solo pode formar complexo com a matéria orgânica ligando-se a carbonatos ou serem adsorvidos nos coloides minerais do solo. Esse mecanismo pode reduzir a concentração do metal na solução do solo, pois, à medida que o tempo passa, o cobre é convertido em outras frações e se tornar menos disponível para a planta. Valores de pH acima de 6,0 na matéria orgânica diminuem a absorção de cobre pela planta devido a sua capacidade de formar substâncias complexas com ácidos húmicos.

O íon (Mn⁺²) é facilmente translocado através do xilema das raízes para o ápice das plantas, porém não apresenta boa retranslocação via floema. Conforme Malavolta et al. (1974) e Kiehl (1985), como acontece com o cobre, o manganês é fortemente adsorvido pela matéria orgânica, formando complexos insolúveis e estáveis, podendo limitar a disponibilidade para as plantas.

É um elemento que está presente na planta na forma divalente (Mn⁺²), atua nas atividades enzimáticas, nos processos fotossintéticos como também no metabolismo secundário da planta. Sua absorção pelas raízes é muito dependente dos microrganismos presentes na rizosfera, como também do pH do solo, uma vez que baixos valores de pH aumentam a absorção do Mn pelas plantas (RAVEN et al. 1999; KIRKBY e RÖMHELD, 2007).

Leve deficiência deste micronutriente na cultura do feijão pode afetar a fotossíntese com severa desorganização nas membranas dos cloroplastos, o que pode levar a sintomas visíveis, como clorose nas folhas. Geralmente a toxidez do manganês, na maioria das plantas, é mais pronunciada na faixa de 400 - 1000 mg.kg⁻¹ (KIRKBY e RÖMHELD, 2007; KABATA e PENDIAS, 2010).

O micronutriente níquel foi considerado um elemento que só tinha efeito tóxico para a planta, porém descobriu-se que faz parte da uréase, que é uma metaloproteína. Segundo

Kirkby e Römheld (2007), é um elemento móvel na planta, com provável acúmulo nas folhas e sementes. No entanto, não foi esclarecido que a deficiência deste nutriente tivesse algum efeito negativo na produção de sementes ou viabilidade delas.

Conforme Kabata e Pendas (2010), concentrações críticas de toxidez do íon (Ni^+), na maioria das espécies vegetais, encontram-se entre 10 e 100 mg.kg^{-1} , o que pode ocasionar desordem na membrana celular, desequilíbrio no balanço de nutrientes, bem como apresentar sintomas, como clorose e necrose nas folhas.

3.7.4 Características Morfológicas

O feijão é uma leguminosa que apresenta ciclo vegetativo de 90 dias e é formado por uma raiz principal que se origina da radícula, na qual outras raízes adventícias, denominadas primárias e secundárias, nascem lateralmente a partir da ação meristemática que tem função de colonizar bactérias fixadoras de nitrogênio (JASPER, 2010).

O caule é herbáceo, formado por um eixo principal do tipo haste, constituído de nós e entre-nós interpostos de número variável, e depende do hábito e crescimento da planta. O primeiro nó caulinar é formado no embrião da planta basicamente os cotilédones, que são as estruturas de reserva, que dão origem à radícula e raízes adventícias. O segundo nó dá origem às folhas primárias e, a partir do terceiro nó, originar-se-ão as folhas trifolioladas. A região entre as raízes e os cotilédones é chamada de hipocótilo e, entre os cotilédones e as folhas primárias, epicótilo (LORENZI, 1949; SOUZA, 2003; JASPER, 2010;).

Apresentam-se dois tipos de hábitos, como o determinado que se caracteriza por ter o caule e os ramos laterais terminando em uma inflorescência, possuir um número limitado de nós e floração iniciando do ápice para a base da planta; e o indeterminado que apresenta crescimento contínuo e as flores surgem laterais junto às folhas (SOUZA, 2003; JASPER, 2010; SILVA, 2016).

As folhas do feijão apresentam dois tipos: inicialmente surgem as folhas embrionárias. As folhas primárias são unifolioladas, opostas e encontram-se inseridas no segundo nó da haste principal. Essas folhas praticamente são os primeiros passos para o desenvolvimento da planta, pois elas são responsáveis pelos processos iniciais de conversão de energia. A partir, então, do desenvolvimento das folhas trifolioladas, os cotilédones estão em fase de abscisão e a planta passa a depender dos nutrientes do solo (NETO e FONCELLI, 2000; SOUZA, 2003; JASPER, 2010; SILVA, 2016).

As plantas dicotiledôneas apresentam estípulas que nascem na base da folha e que têm a função de proteger as gemas auxiliares. Em seguida ao caule, existe o pecíolo que se une ao limbo da folha (NETO e FONCELLI, 2000; SOUZA, 2003; SILVA, 2016).

A disposição das flores do feijão é agrupada e elas são sustentadas por um pedúnculo formando a inflorescência floral. É uma planta que possui autofecundação, cada flor possui um cálice formado de sépalas unidas e uma corola constituída de cinco pétalas (NETO e FONCELLI, 2000; JASPER 2010; SILVA, 2016).

A morfologia do sistema reprodutor é constituída do aparelho reprodutor masculino (androceu), constituído de nove estames em que estão aderidos os grãos de pólen na superfície; e o feminino (gineceu), que possui um ovário pluriovulado, um estilete que liga o estigma ao ovário. As flores têm coloração rósea, branca ou violeta (NETO e FONCELLI, 2000; JASPER 2010; SILVA, 2016).

A leguminosa apresenta um fruto disposto em forma de vagem, do tipo simples, seco unicarpelar. A semente é constituída de um tegumento (casca externa que protege as reservas nutritivas), uma micrópila (pequena abertura do tegumento em razão da sua origem ovular), um hilo (cicatriz do tegumento deixada pelo rompimento do pedúnculo da semente que ligava ao pericarpo) e uma rafe (cicatriz que ocorre em sementes originadas de óvulos curvos, resultante da fusão do funículo com o tegumento) (SOUZA, 2003; SILVA, 2016).

As sementes apresentam grande fonte de alimentos ricos em proteínas e carboidratos e, por isso, estão presentes no dia-a-dia, na dieta alimentar do homem. Os grãos são considerados os principais produtos da planta, que são aproveitados para consumo humano, e suas características sanitárias devem estar em condições adequadas para serem consumidas.

O Brasil se destaca como um dos maiores produtores de feijão do mundo e o conhecimento a respeito do cultivo como: condições das sementes, tipo da espécie, tipo de clima e solo, exigências nutricionais, estádios fenológicos da planta, tempo de colheita etc., constitui como ferramentas imprescindíveis para o rendimento e uniformização dos grãos durante o plantio e garantir safras com qualidade e com condições de atender o mercado consumidor já que é um dos alimentos de grande importância na culinária e na saúde humana.

4 REFERÊNCIAS

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals – Concepts and applications. **Chemosphere**. v. 91, p. 869-881, 2013.

ALMEIDA, A. C. O.; PINHEIRO, R. C. S.; SANTOS, A. S. Concepções e iniciativas agroecológicas no estado de Sergipe. **Revista Brasileira de Agroecologia**.v.9, n. 1, p.158-169,2014.

ALMEIDA-FURANO, I. C. S.; PINHEIRO, C. U. B.; MONTELES, J. S. Identificação de tensores ambientais nos ecossistemas aquáticos da área de proteção ambiental (APA) da Baixada Maranhense. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Porto Alegre, v. 5, n.1, p. 74-85, 2010.

ALVES, D. S. **Aspectos produtivos e fisiológicos de cultivares de feijão irrigado**. 2014.88 f. Tese (Doutorado em Ciências). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo.

ANDRADE, L. N. P. S.; LEANDRO, G. R. S.; SOUZA, C. A. Geformas deposicionais e sedimentos de fundo na foz da baía Salobra confluência com o rio Paraguai Pantanal de Cáceres - Mato Grosso. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.06, n. 02, p. 253-270, 2013.

APWEB- **ANGIOSPERM PHYLOGENY WEBSITE**. Version 12, July 2012. Disponível em: < <http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/>>. Acesso em: 15 de maio de 2016.

ARCEGA-CABRERA, F.; GARZA-PÉREZ, R.; NOREÑA-BARROSO, E.; OCEGUERA-VARGAS, I. Impacts of Geochemical and Environmental Factors on Seasonal Variation of Heavy Metals in a Coastal Lagoon Yucatan, Mexico. **Bull Environ Contam Toxicol**, v.94, p. 58-65, 2015.

ATKINS, P.; JONES, L. **Princípios de química: questionando a vida moderna e o meio ambiente**. 5. ed., Porto Alegre: Bookman, 2012.

BAIRD, C.; CANN. MICHAEL. **Química ambiental**. Porto Alegre: Bookmam, 2011.

BALARDIN, R. S.; COSTA, E. C.; RIBEIRO, N. D.; DUTRA, L. M. C.; COSTA, I. F. D. **Feijão recomendações técnicas para cultivo no Rio Grande do Sul**. Universidade Federal de Santa Maria. RS. 2000.

BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C. B.; HENRIQUE-SILVA, G. G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012.

BARREIRA, L. P.; JUNIOR, A.P.; RODRIGUES, M. S. Usinas de compostagem do Estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, n. 4, p. 385-393, 2006.

BARROS, E.S. **Qualidade sanitária e fisiológica de sementes de feijão comum do grupo carioca procedente da região centro sul do estado de Sergipe**. 2011. 43 f. Mestrado (Mestre em Agroecossistema). Universidade Federal de Sergipe.

BICKEL, T.O. A boat hitchhiker's guide to survival: Cabomba caroliniana desiccation resistance and survival ability. **Hydrobiologia**, v. 123–134, p. 746, 2015.

BORSCH, T.; LOHNE, C.; WIERSEMA, J. Phylogeny and evolutionary patterns in Nymphaeales: integrating genes, genomes and morphology. **Taxon** v. 57 n.4, November p. 1052-1081, 2008.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária**. São Paulo: Cetesb, 1986.

BRASIL – ANVISA -Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução - RDC N°- 42, 29 de agosto de 2013. **Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos**. Diário Oficial da União. Seção 1. Brasília.

BRASIL – CONAMA. Instrução Normativa 375 de 19 de agosto de 2006. **Define critérios e procedimentos para uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados e dá outras providências**. Brasília – CONAMA.

BRASIL – MAPA. Instrução Normativa 25 de 23 de julho de 2009. **Aprova as normas sobre especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura**. Brasília.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 344, de 25 de março de 2004. **Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências**. Publicada no DOU n° 087, de 07/05/2004, pags. 56-57, 2004.

BRASIL. Resolução CONAMA n°. 357, de 17 de março 2005. **Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de efluentes, e dá outras providências**. Diário Oficial da União Brasília, 18 de março de 2005, p. 1-33.

BRASIL, Decreto N° 86.955, de 18 de fevereiro de 1982. **Dispõe sobre a Inspeção e a Fiscalização da Produção e do Comércio de Fertilizantes, Corretivos, Inoculantes, Estimulantes ou Biofertilizantes destinados à Agricultura**. Pelo Decreto-Lei n. 1899, de 1981, que institui taxas relativas às atividades do Ministério da Agricultura. Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1980-1987/decreto-86955-18-fevereiro-1982-436919-publicacaooriginal-1-pe.html>, consultado em 24/02/1017.

BRITO, M.J.C. **Processo de compostagem de resíduos urbanos em pequena escala e potencial de utilização do composto como substrato**. 2008. 127 F. Dissertação (Mestre em Engenharia de Processos). Universidade Tiradentes - Aracaju, Se.

BUDZIAK, C. R.; MAIA, C. M. B. F.; MANGRICH, A. S. Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira. **Revista Química Nova**, v. 27, n.3, p. 399-403, 2004.

CAKMAK, I.; YAZICI, A.M. Magnésio um elemento esquecido na produção agrícola. **Informações agrônomicas**. n. 132. Dezembro de 2010.

CANNATA, M.G.; BERTOLI, A.C.; CARVALHO, R.; AUGUSTO, A. S.; BASTOS, A. R. R.; FREITAS, M.P.; CARVALHO, J.G. Stress induced by heavy metals cd and pb in bean

(*Phaseolus vulgaris* L.) grown in nutrient solution. **Journal of Plant Nutrition**, v. 38, p. 497–508, 2015.

CARVALHO, J.J.; SILVA, N. F.; ALVES, D.M.; MORAIS, W. A.; CUNHA, F. N.; TEIXEIRA, M.B. Produtividade e teores de nutrientes em grãos de feijão sob diferentes manejos do solo e da irrigação. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v.8, n. 3, p. 296 - 307, 2014.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL -. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – Critérios para projeto e operação**. 33p. 1999, São Paulo.

CHANDRA, P.; KULSHRESHTHA, K. Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. **The botanical review**. v. 70, n. 3, p.313-327, 2004.

CHANG, J.I.; TSAI, J.J.; WU, K.H. Composting of vegetable waste. **Waste Manage Res**. v.24, p. 354–362, 2006.

CHENG, H.; X, W.; LIU, J.; ZHA, Q.; HE, Y.; CHEN, G. Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth. **Ecological Engineering**. v. 29, p. 96-104, 2007.

CHOO, T. P.; LEE, C. K.; LOW, K. S.; HISHAMUDDIN, O. Accumulation of chromium (VI) from aqueous solutions using water lilies (*Nymphaea spontanea*). **Chemosphere**, v. 62, p. 961-967, 2006.

COELHO, F. F.; LOPES, F. S.; SPERBER, C. F. Persistence strategy of *Salvinia auriculata* Aublet in temporary ponds of Southern Pantanal, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 81, p. 343-352, 2005.

_____. Density-dependent morphological plasticity in *Salvinia auriculata* aublet. **Aquatic Botany**, v. 66, p. 273-280, 2000.

CONAB- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos**. Disponível em:

<<http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1253&>>. Acesso em: 19 de abril de 2016.

CORDEIRO, N. M. **Compostagem de resíduos verdes e avaliação da qualidade dos compostos obtidos - caso de estudo da algar s.a.** 2010. 102 f. Dissertação (Mestre em Engenharia do Ambiente). Universidade Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa.

CRAWFORD, K. D.; WEINSTEIN, J. E.; HEMINGWAY, R. E.; GARNER, T. R.; GLOBENSKY, G.A. Survey of Metal and Pesticide Levels in Storm water Retention Pond Sediments in Coastal South Carolina. **Arch Environ Contam Toxicol**, v. 58, p. 9–23, 2010.

CUNHA-QUEDA, A.C.F.; VALLINI, G.; SOUSA, R. B.; DUARTE, E.C.N.F.A. Estudo da evolução de actividades enzimáticas durante a compostagem de resíduos provenientes de mercados horto-frutícolas. **Anais do Instituto Superior de Agronomia**. 2003.

DE JESUS, T. B.; SOUZA, S. S.; SANTOS, L. T. S. O.; DE AGUIAR, W. M. Avaliação da Potencialidade de Utilização de Espécies de Macrófitas como Acumuladoras de Metais Pesados. **Revista Virtual Química**, v.7, n. 4, p. 1102-1118, 2015.

DIDONET, A. D.; VITÓRIA, T. B. Resposta do feijoeiro comum ao estresse térmico aplicado em diferentes estágios fenológicos. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 36, n. 3, p. 199-204, 2006.

EPSTEIN, E. **The Science of Composting**. Pennsylvania. Technomic Publishing, 1997.

ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; MÓDENES, A. N.; THOMÉ, L.P.; PALÁCIO, S. M.; TRIGUEROS, D.E.G.; OLIVEIRA, A.P.; Szymanski, N. Study of the bioaccumulation kinetic of lead by living aquatic macrophyte *Salvinia auriculata*. **Chemical Engineering Journal**. v. 150, p. 316–322, 2009.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed., Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FAQUIN, V. **Nutrição Mineral de Plantas**. 2005. 186 f. (Especialização) a Distância: Solos e Meio Ambiente. Universidade Federal de Lavras.

FARIA, M. T. **Produtividade da cultura do feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) irrigada por aspersão convencional com diferentes métodos de estimativa de lâmina de irrigação**. 2012. 99 f. Tese (Doutorado em Agronomia). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - Campus de Jaboticabal – SP.

FARIAS, C. A. **Resíduos orgânicos alternativos nos processos de compostagem e vermicompostagem**. 2001. 130 f. Tese (Doutorado em Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, MG.

FAVARO, D. I. T.; BOSTELMANN, E.; DAMATTO, S. R.; MAZZILLI, B. P.; CAMPAGNOLI, F. Avaliação da qualidade de sedimentos do reservatório Billings, braço Rio Grande, em relação aos contaminantes inorgânicos. **Projeto de Pesquisa**, 2001.

FERREIRA, A.C.B.; ARAÚJO, G.A.A.; CARDOSO, A. A.; FONTES, P.C.R.; VIEIRA, C. Características agrônômicas do feijoeiro em função do molibdênio contido na semente e da sua aplicação via foliar. **Acta Scientiarum: Agronomy**. Maringá, v. 25, n. 1, p. 65-72, 2003.

FIALHO, L. L.; SILVA, W.T.L.; MILOEF, D.M.B.P.; SIMÕES, M. L.; NETO, L. M. Monitoramento Químico e Físico do Processo de Compostagem de Diferentes Resíduos Orgânicos. **Circular técnica** (29). São Carlos, SP: EMBRAPA, 2005.

FILHO, F. J. P.; BISPO, T. B.; ALMEIDA, A. C. M.; GODOY, J. M.; LIMA, M. G. S. **Contaminação por metais traços em águas de microbacias urbanas de Juazeiro do Norte**. Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia CONTECC' 2015.

FIORI, M. G. S.; SCHOENHALS, M.; FOLLADOR, F.A.C. Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia. **Engenharia ambiental, Espírito Santo do Pinhal**, v.5, n. 3, p. 178-191, 2008.

FORTI, V.A.; CICERO, S.M.; PINTO, T. L. F. Efeitos de potenciais hídricos do substrato e teores de água das sementes na germinação de feijão. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 31, n. 2, p. 063-070, 2009.

FRANCISCO, L. V.; BARRETO, R. C. *Cabomba* Aubl. (Cabombaceae): caracterização morfoecológica e delimitação entre as espécies ocorrentes no Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 2, p. 1077-1079, 2007.

FRANÇA, F.; MELO, E.; OLIVEIRA, I. B.; REIS, A. T. C. C.; ALVES, G. L.; COSTA, M. F. Plantas vasculares das áreas alagadas dos Marimbus, Chapada Diamantina, BA, Brasil. **Hoehnea**, v. 37, n.4, p. 719-730, 2010.

FRITSCH, P. R. C. **A Temperatura como Parâmetro Acessível e Possível de ser Utilizado no Controle do Processo de Compostagem em Municípios de Pequeno e Médio Porte**. 2006. 134 f. Dissertação (Mestre em Ciências). Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.

GALATI, B. G.; ROSENFELDT, S.; ZARLAVSKY, G.; GOTELLI, M. M. Ultrastructure of the stigma and style of *Cabomba caroliniana* Gray (Cabombaceae). **Protoplasma**, v. 253, p. 155-162, 2016.

GOYAL, S.; DHULL, S. K.; KAPOOR, K. K. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 1584–1591, 2005.

GUALA, S. D.; VEGA, F. A.; COVELO, E. F. The dynamics of heavy metals in plant–soil interactions. **Ecological Modelling**, v. 221, p. 1148-1152, 2010.

HADAD, H.R.; MAINE, M. A.; MUFARREGE, M. M.; DEL SASTRE, M.V.; DI LUCA, G.A. Bioaccumulation kinetics and toxic effects of Cr, Ni and Zn on *Eichhornia crassipes*. **Journal of Hazardous Materials**. v. 190, p.1016–1022, 2011.

HU, B.; LI, G.; LI, J.; BI, J.; ZHAO, J.; BU, R. Spatial distribution and ecotoxicological risk assessment of heavy metals in surface sediments of the southern Bohai Bay, China. **Environ SciPollut Res**, v. 20, p. 4099-4110, 2013.

INÁCIO, C.T; MILLER, P.R.M. Compostagem: Ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos. **Embrapa solos**. Rio de Janeiro, 2009.

INÁCIO, C.T. **Dinâmica de gases e emissões de metano em leiras de compostagem**. 2010. 96 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Rio de Janeiro.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/prevsaf/default.asp>>. Acesso em: 22 de novembro de 2016.

JABEEN, R.; AHMAD, A.; IQBAL, M. Phytoremediation of Heavy Metals: Physiological and Molecular Mechanisms. **Bot. Rev.** 75, p. 339-364, 2009.

JASPER, M. **Comparativo de diferentes grupos de fungicidas no controle de doenças do feijoeiro**. 2010. 67 f. Dissertação (Mestre em Agronomia). Universidade Estadual de Ponta Grossa-PR.

JUNIOR, P. P. A. **Avaliação da produção e transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Itaqueri, municípios de Itirapina e Brotas - SP**. 2013. 134 f. Dissertação (Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace Elements in Soils and Plants**. Fourth Edition. 2010.

KALAMDHAD, A. S.; KAZMI, A. A. Effects of turning frequency on compost stability and some chemical characteristics in a rotary drum composter. **Chemosphere**. V. 74 p. 1327–1334, 2009.

KALWA, M.; QUINÁIA, S. P.; PLETSCH, A. L.; TECHY, L.; FELSNER, M. L. Fractionation and Potential Toxic Risk of Metals From Superficial Sediment in Itaipu Lake-Boundary Between Brazil and Paraguay. **Arch Environ Contam Toxicol**, v, 64, p. 12-22, 2013.

KHAN, A.; KHAN, S.; KHAN, M. A.; QAMAR, Z.; WAQAS, M. The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. **Environ Sci Pollut Res**.v. 22, p.13772–13799, 2015.

KHAN, M.U.; MALIK, R.N.; MUHAMMAD, S. Human health risk from Heavy metal via food crops consumption with wastewater irrigation practices in Pakistan. **Chemosphere**. v. 93, p.2230-2238, 2013.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Editora Agronômica Ceres Ltda. São Paulo, 1985.

KIERONSKI, D. B. **Potencial de biodegradabilidade do lodo de esgoto gerado na ete condomínio do município de Feira de Santana-Ba**. 2014. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental) - UEFS, Feira de Santana, Bahia.

KIRKBY, E.A.; RÖMHELD, V. Micronutrientes na fisiologia de plantas: funções, absorção e mobilidade. **Encarte técnico. International Plant Nutrition Institute-IPNI**. Informações agronômicas nº 118, 2007.

KOTAS, J.; STASICKA, Z. Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation. **Environmental Pollution**, v.107, p. 263-283, 2000.

KUHLMANN, M. L.; IMBIMBO, H. R. V.; OGURA, L. L.; VILLANI, J. P.; STARZYNSKI, R.; ROBIM, M. J. Effects of human activities on rivers located in protected areas of the Atlantic Forest. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, nº. 1, p. 60-72, 2014.

KUMAR, V.; CHOPRA, A. K. Accumulation and Translocation of Metals in Soil and Different Parts of French Bean (*Phaseolus vulgaris* L.) Amended with Sewage Sludge. **Bull Environ Contam Toxicol** v.92,103-108, 2014.

LEANDRO, D.S. **Macrófitas aquáticas do rio Paraíba do Sul: correlação entre diversidade vegetal e algumas características físicas e químicas da água e do sedimento**. 2014. 104 f. Dissertação (Mestre em Ciências). Universidade de São Paulo.

LEE, J. D. **Química inorgânica não tão concisa**. Ed. Edgard Blucher Ltda. 5ª edição 1999.

LEITE, P.R.V.; ZAMPIERON, J. V. Avaliação da cultura de feijão (*Phaseolus vulgaris* cv carioquinha) em solo contaminado por metais pesados, utilizando técnicas de microscopia eletrônica de varredura e espectrometria por dispersão de energia. **Revista Agrogeoambiental** v.4 n.3, 2012.

- LIMA, A.A.F. **Respostas fisiológicas de cultivares de feijão [*Phaseolus vulgaris* L. e *Vigna unguiculata* (L.) walph.] submetidas à deficiência hídrica: uma alternativa para a agricultura familiar do semi-árido sergipano.** 2008. 130 f. Dissertação (Mestre em Desenvolvimento e Meio ambiente). Universidade Federal de Sergipe.
- LIMA, C. T. **A ordem nymphaeales no estado da Bahia, Brasil.** 2011. 146 f. Dissertação (Mestre em Botânica) Instituto de Botânica, UEFS-BA.
- LIMA, C. T.; SANTOS, F. A. R.; GIULIETTI, A. M. Morphological strategies of *Cabomba* (Cabombaceae), a genus of aquatic plants. **Acta Botanica Brasilica**, v.28, n.3, p. 327-338, 2014.
- _____. Flora da Bahia: Cabombaceae. **Sitientibus**. 12, p. 61-68, 2012.
- LIN, LONG-ZE.; HARNLY, J. M.; PASTOR-CORRALES, M. S.; LUTHRIA, D. L. The polyphenolic profiles of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.). **Food Chemistry**, v.107, p. 399-410, 2008.
- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas.** 3ª edição. Instituto Plantarum, Nova Odessa - São Paulo, 1949.
- LORENZI, H.; GONÇALVES, E. G. **Morfologia vegetal: organografia e dicionário ilustrado de morfologia das plantas vasculares.** Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2. ed., São Paulo, 2011.
- MACHADO, P. J. O.; TORRES, F. T. P. **Introdução à hidrogeografia.** São Paulo, Cengage Learning, 2012.
- MALAVOLTA, E; HAAG, H.P.; MELLO, F.A.F.; BRASIL, M.O.C. **Nutrição mineral e adubação de plantas cultivadas.** São Paulo, 1974.
- MANOS, M. G. L.; OLIVEIRA, M. G. C.; MARTINS, C. R.; **Informações Técnicas para o Cultivo do Feijoeiro Comum na Região Nordeste Brasileira 2013-2014.** 17ª Reunião da Comissão Técnica Norte/Nordeste Brasileira de Feijão – CNTNBF Aracaju, 2012.
- MARQUES, E. A. **Determinação do valor de prevenção para cromo em solos do estado de Minas Gerais.** 2015. 94 f. Dissertação (Mestre em Solos e Meio Ambiente). Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais- Lavras – MG.
- MARTINS, D.; COSTA, N. V.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R. Caracterização da comunidade de plantas aquáticas de dezoito reservatórios pertencentes a cinco bacias hidrográficas do estado de São Paulo. **Planta Daninha, Viçosa-MG.** v. 26, n. 1, p. 17-32, 2008.
- MARTINS, C.A.S.; NOGUEIRA, N.O.; RIBEIRO, P. H.; RIGO, M.M.; CANDIDO, A.O. A dinâmica de metais-traço no solo. **Revista Brasileira Agrociência, Pelotas**, v.17, n.3-4, p.383-391, jul-set, 2011.
- MISHRA, V. K.; TRIPATHI, B. D. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. **Bioresource Technology**, v. 99, p.7091-7097, 2008.

MISHRA, A. Assessment of Water Quality Using Principal Component Analysis: A Case Study of the River Ganges. **Journal of Water Chemistry and Technology**, v. 32, n. 4, pg. 227-234, 2010.

MORTATTI, J.; HISSLER, C.; JEAN-LUC, P. Distribuição de Metais Pesados nos Sedimentos de Fundo ao Longo da Bacia do Rio Tietê. **Revista do Instituto de Geociências - USP**, v. 10, n. 2, p. 3-11, 2010.

MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos**. 2. ed., Rio de Janeiro: ABES, 1995.

NETO, D.D.; FONCELLI, A.L. **Produção de feijão**. Agrishow, RS.2000.

NODARI, R.O.; GUERRA, M.P. A agroecologia: estratégias de pesquisa e valores. **Estudos avançados**, v. 29, n. 83, 2015.

NOGUEIRA, T. A. R. **Disponibilidade de Cádmio em latossolos e sua transferência e toxicidade para as culturas de alface, arroz e feijão**. 2012. 160 f. Tese (Doutorado em Ciências). Centro de energia nuclear na agricultura. Universidade de São Paulo.

NOGUEIRA, T. A. R.; SAMPAIO, R. A.; FONSECA, I. M.; FERREIRA, C. S.; SANTOS, S. E.; FERREIRA, L. C.; GOMES, E.; FERNANDES, L. A. Metais pesados e patógenos em milho e feijão caupi consorciados, adubados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 331-338, 2007.

PAIVA, E.C.R. **Avaliação da compostagem de carcaça de frango pelos métodos da composteira e leiras estáticas aeradas**. 2008. 164 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa.

PEREIRA, V. G. C.; GRIS, D. J.; MARANGONI, T.; FRIGO, J. P.; AZEVEDO, K. D.; GRZESIUCK, A. E. Exigências Agroclimáticas para a Cultura do Feijão (*Phaseolus vulgaris* L.). **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 3, p. 32-42, 2014.

PHILIPPI, A. J. **Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável**. Barueri, São Paulo: Manole, 2005.

PIRES, G. A. Áreas Úmidas e Patrimônio Natural: uma visão estratégica para a água em espaços transfronteiriços? **Novos Cadernos NAEA**, UFRJ, v. 14, n. 1, p. 97-114, 2011.

POSSE, S.C.P.; SOUZA, E.M.R.; SILVA, G.M.; FASOLO, L. M.; SILVA, M.B.; ROCHA, M. A. M. **Informações técnicas para o cultivo do feijoeiro-comum na região central-brasileira: 2009-2011**. Vitória- Espírito Santo, 2010.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do pantanal**. Embrapa. 2000.

PRIMO, D.C.; FADIGAS, F.S.; CARVALHO, J.C.R.; SCHMIDT, C.D.S.; FILHO, A.C.S.B. Avaliação da qualidade nutricional de composto orgânico produzido com resíduos de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.14, n.7, p.742-746, 2010.

PROSAB - PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. **Manual Prático para a Compostagem de Biossólidos**. Rio de Janeiro, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 84p, 1999.

- RAI, P. K. Seasonal monitoring of heavy metals and physic chemical characteristics in a lentic ecosystem of subtropical industrial region, India. **Environ Monit Assess**, 165, p. 407–433, 2010.
- RANGEL-PERAZA, J. G.; ANDA, J.; GONZÁLEZ-FARÍAS, F. A.; RODE, M.; SANHOUSE-GARCÍA, A.; BUSTOS-TERRONES, Y. A. Assessment of heavy metals in sediment of Aguamilpa Dam, Mexico. **Environ Monit Assess**, 187: 134, 2015.
- RAUT, M. P.; WILLIAM, P.; BHATTACHARYYA, J. K.; CHAKRABARTI, T.; DEVOTTA, S. Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste - A compost maturity analysis perspective. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 6512-6519, 2008.
- RAVEN, P.H.; EVERT, R.F.; EICHHORN, S.E. **Biologia Vegetal**. Guanabara Koogan. Sexta edição, 1999.
- REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil - capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006.
- REICHERT, P. **Cultura do feijão e nitrogênio no sistema de integração lavoura-pecuária**. 2012.54 f. Dissertação (Mestre em Agronomia). Universidade Estadual Do Centro-Oeste, Unicentro-Pr.
- REIS, T. C. **Distribuição e biodisponibilidade do níquel aplicado ao solo como NiCl₂ e biossólido**. 2002. 118 f. Tese (Doutorado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo.
- REITZ, P. R. **Flora ilustrada catarinense. Instituto brasileiro de desenvolvimento florestal**. Herbário Barbosa Rodrigues. Itajaí, Santa Catarina, Brasil, 1979.
- ROCHA, P. C. Geomorfologia e áreas inundáveis na planície fluvial do alto rio Paraná. **Revista Geográfica Acadêmica**, São Paulo, v. 5, n. 1, p. 98-117, 2011.
- ROSSI, S.C. **Fisiologia de leguminosas com pontencial fitoextrator para o metal pesado cádmio**. 2007. 72 f. Dissertação (Mestre em Agricultura Tropical e Subtropical). Instituto Agrônômico Curso de Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical. Campinas.
- SANTOS, A. C.; CARAMASCHI, E. P. Os peixes dos Marimbus. In: L. Funch, R. Funch & L. Queiroz (eds.). Serra do Sincorá: Parque Nacional da Chapada Diamantina. **Radami**, Feira de Santana, p. 129-141, 2008.
- SANTOS, J. L. D. **Caracterização físico-química e biológica em diferentes laboratórios de produtos obtidos a partir da compostagem de resíduos orgânicos biodegradáveis**. 2007. 144 f. Dissertação (Mestre em Ecologia). Faculdade de ciências da Universidade do Porto.
- SECO, M. T. D. H. C. **Avaliação de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuais domésticas em Portugal: Sistemas de fluxo sub-superficial horizontal**. 2008. 131 f. Dissertação (Mestre em Tecnologia Ambiental). Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.

SENKONDO, Y.H.; SEMU, E.; TACK, F. M. G. Copper Bioavailability to Beans (*Phaseolus vulgaris*) in Long-Term Cu-Contaminated Soils, Uncontaminated Soils, and Recently Cu-Spiked Soils. **Soil and Sediment Contamination**. v. 24, p. 116-128, 2015.

SHABANI, N.; SAYADI, M. H. Evaluation of heavy metals accumulation by two emergent macrophytes from the polluted soil: an experimental study. **Environmenta list**, v. 32, p. 91-98, 2012.

SHANKER, A. K.; CERVANTE, C.; LOZA-TAVER, C. C.; AVUDAINAYAGA, S. Chromium toxicity in plants. **Environment International**, v. 31, p. 739-753, 2005.

SILVA, F. F. **Avaliação da mobilidade de arsênio, cádmio, cromo, cobre, níquel, chumbo e zinco nos sedimentos da bacia do Rio Ribeira de Iguape**. 2014. 253 f. Tese (Doutorado em Ciências Químicas). Universidade de São Paulo.

SILVA, C. A.; RANGEL, O. J. P.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C. V.; BOEIRA, R.C.; DYNIA, J. F. Dinâmica de metais pesados em latossolo adubado com lodo de esgoto em plantas de milho. In: **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Embrapa meio ambiente**. Jaguariúna. p.45-77, 2006.

SILVA, E.; SANTOS, P. S.; GUILHERME, M. F. S. Chumbo nas plantas: uma breve revisão sobre seus efeitos, mecanismos toxicológicos e remediação. **Agrarian Academy, Centro Científico Conhecer - Goiânia**, v.2, n. 03, p. 2015.

SILVA, H. T. **Morfologia. Agência de informação Embrapa - feijão**. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/CONTAG01_9_1311200215101.htm>. Acesso em: 21 de abril de 2016.

SILVA, J. V. H.; BORGES, A. K. P.; MORAIS, P. B.; PICANÇO, A. P. Compostagem das macrófitas aquáticas: *Salvinia auriculata* e *Eichhornia crassipes* retiradas do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães, Tocantins. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 8, n. 2, p. 074-086, 2011.

SILVA, L. B. C. **Avaliação espaço-temporal de metais pesados no rio Paraíba do Sul e rio Imbé por meio de plantas de *Eichhornia crassipes* (mart.) solms (aguapé), séston e sedimento**. 2008. 116 f. Dissertação (Mestre em Ecologia e Recursos Naturais). Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.

SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa agropecuária brasileira, Brasília**, v.42, n.4, p.527-535, abr. 2007.

SILVA, S. C. A.; CERVI, A. C.; BONA, C.; PADIAL, A. A. Aquatic macrophyte community varies in urban reservoirs with different degrees of eutrophication. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 2, p. 129-142, 2014.

SINGH, K.P.; MALIK, A.; SINHA, S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques – a case study. **Analytica Chimica Acta**, 538, 355-374, 2005.

SIQUEIRA, F.G. **Efeito do teor de nitrogênio, inoculantes e métodos de compostagem para cultivo de *Agaricus blazei***. 2006.139 f. Dissertação (Mestre em Microbiologia Agrícola). Universidade Federal de Lavras.

SOARES, D. C. F.; OLIVEIRA, E. F.; SILVA, G. D. F.; DUARTE, L. P.; POTT, V. J.; FILHO, S. A. V. *Salvinia auriculata*: Aquatic bioindicator studied by instrumental neutron activation analysis (INAA). **Science Direct**, Applied Radiation and Isotopes, v. 66, p.561-564, 2008.

SOOD, A.; UNİYAL, P. L.; PRASANNA, R.; AHLUWALIA, A. S. Phytoremediation Potential of Aquatic Macrophyte, Azolla. **AMBIO**, v.41, p. 122-137, 2012.

SOUSA, M. A.; OLIVEIRA, I. C.; SANTANA, E. S.; FELIX, L. P. Pteridófitas no estado da Paraíba, Brasil: Salviniaceae. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 15, n. 2, p. 11-16, 2001.

SOUZA, E. P.; SILVA, I. F.; FERREIRA, L. E. Mecanismos de tolerância a estresses por metais pesados em plantas. **R. Bras. Agrocência, Pelotas**, v.17, n. 2-4, p.167-173, 2011.

SOUZA, L. A. **Morfologia e anatomia vegetal: célula, tecidos, órgãos eplântula**. Editora UEPG. Paraná, 2003.

STEINKE, V. A.; SAITO, C. H. Polluting load exportation for identification of humid areas under environmental risk in the river basin of Lagoa Mirim. **Revista Sociedade e Natureza**, Uberlândia. v. 20, n. 2, dez. 2008.

SUNDFELD-PENIDO, J. **Estudos limnológicos e ecotoxicológicos com amostras de água e sedimento do ribeirão Limeira-Piquete/Lorena São Paulo**. 2010. 148 f. Tese (Doutorado em Biotecnologia Industrial). Universidade de São Paulo.

SUN, W.; SANG, L.; JIANG, B. Trace metals in sediments and aquatic plants from the Xiangjiang River, China. **J Soils Sediments**, v. 12, p. 1649-1657, 2012.

SYMANSKI, C. S. **Caracterização de bactérias mesófilas presentes em processo de compostagem**. 2005. 113 f. Dissertação (Mestre em Microbiologia Agrícola e do Ambiente). Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

TALLINI, K. **Metodologia de avaliação de risco ecológico em ambiente aquático a partir de evidências químicas, biológicas e ecotoxicológicas**. 2010. 115 f. Tese (Doutorado em Ciências). Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

TAYLOR, D. W. Phylogenetic analysis of Cabombaceae and Nymphaeaceae based on vegetative and leaf architectural characters. **TAXON**, v. 57, n.4, p.1082-1095, 2008.

TEIXEIRA, C. **Higienização de lodo de estação de tratamento de esgoto por compostagem termofílica para uso agrícola**. 2012. 143 f. Dissertação (Mestre em Agroecossistema) Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal de Santa Catarina.

TOLEDO, M. Z.; FONSECA, N. R.; CESAR, M. L.; SORATTO, R. P.; CAVARIANI, C.; CRUSCIOL, C. A. C. Qualidade fisiológica e armazenamento de sementes de feijão em função da aplicação tardia de nitrogênio em cobertura. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 39, n. 2, p. 124-133, 2009.

THOMAZ, S.M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha, Viçosa-MG**, v.20, p.21-33, 2002.

TORRES, I. F. A.; COSTA, T. A.; ANDRADE, M. B.; TEIXEIRA, M. S.; REIS, L. P. G.; RODRIGUES, L. S.; MELO, M. M. Elementos traço e agrotóxicos em amostras de água, sedimento e mata ciliar coletadas no entorno do ribeirão da mata (MG). **Revista de estudos ambientais (Online)**. v. 15, n.1, p.6-19, jan/jul.2013.

TRINDADE, W. M.; HORN, A. H.; RIBEIRO, E. V. Concentrações de metais pesados em sedimentos do rio São Francisco entre Três Marias e Pirapora-Mg: geoquímica e classificação de risco ambiental. **Geonomos**, v. 20, n. 1, p. 64-75, 2012.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo, SP: Oficina de textos, 2008.

TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para a gestão dos recursos hídricos. **Revista USP**, São Paulo, n.70, p. 24-35, junho/agosto 2006.

UICN. Ameaça a biodiversidade põe humanidade em risco. **Revista Cidadania e Meio Ambiente**. Disponível em: <<http://www.ecodebate.com.br>>. Acesso em: 20 de junho de 2012.

UYSAL, Y. Removal of chromium ions from wastewater by duckweed, *Lemna minor* L. by using a pilot system with continuous flow. **Journal of Hazardous Materials**, v. 263, p. 486-492, 2013.

VANIER, N. L. **Armazenamento de cultivares de feijão e seus efeitos na qualidade tecnológica dos grãos e nas propriedades do amido**. 2012. 91 f. Dissertação (Mestre em Ciência e Tecnologia Agroindustrial). Universidade Federal d Pelotas-RS.

VAZ, L. M. S. **Incrementação da biotecnologia em compostagem mediante estímulo de decompositores orgânicos: Análise de enzimas decompositoras em resíduos orgânicos produzidos em cervejaria**. 2012. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - Programa de Pós-graduação em Biotecnologia UEFS-BA.

WU, J.; ZENG, H.; YU, H.; MA, L.; XU, L.; QIN. Water and Sediment Quality in Lakes along the Middle and Lower Reaches of the Yangtze River, China. **Water Resour Manage**. 26. p. 3601-3618, 2012.

YADAV, S. K. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. **South African Journal of Botany**, v. 76, p. 167-179, 2010.

YU, S.; CLARK, O. G.; LEONARD, J. J. A statistical method for the analysis of non linear temperature time series from compost. **Bioresource Technology**, v.99, p. 1886-1895, 2008.

CAPÍTULO 1 – AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS DE METAIS PESADOS NO PANTANAL DOS MARIMBUS-BAHIA – BRASIL

Adriano Lima ⁽²⁾, Flavio França ⁽³⁾, Taíse Bomfim de Jesus ⁽⁴⁾

Resumo¹

A concentração de metais pesados zinco (Zn), chumbo (Pb), níquel (Ni), cobre (Cu) e cádmio (Cd) tem aumentado nos últimos anos nos compartimentos aquáticos em função do uso indiscriminado de fertilizantes na agricultura, falta de saneamento e do descarte de resíduos industriais não tratados. O objetivo deste trabalho foi investigar a disponibilidade dos metais pesados Zn, Pb, Ni, Cu e Cd nas águas, nos sedimentos, nas macrófitas *Salvinia auriculata* Aubl. e *Cabomba caroliniana* A. Gray das áreas alagadas dos Marimbus, Bahia. As amostras foram submetidas à digestão ácida e para as análises dos metais pesados, foi utilizado um aparelho de absorção atômica de chama ar-acetileno. Nas águas foram detectados teores de zinco com valores dentro dos limites permissíveis para águas de classe 01 conforme Resolução CONAMA - 357/2005. Nos sedimentos foram encontrados maiores teores de metais pesados no ponto 03, porém dentro dos limites estabelecido pela legislação brasileira. Em *S. auriculata* e *C. caroliniana* observaram-se acumulação de concentração de metais na seguinte ordem Zn>Pb>Ni>Cu. Conclui-se que a presença da *S. auriculata* e *C. caroliniana* nos corpos hídricos funcionam como importante removedor de metais pesados e sua presença nos ambientes aquáticos são extremamente importantes para permitir os diversos usos que este ambiente proporciona.

Palavras-chave – Água. Sedimento. *Salvinia auriculata*. *Cabomba caroliniana*.

¹ Artigo aceito à Revista Engenharia Sanitária e Ambiental (ISSN:) em 28 de março de 2017.

²Doutorando em Recursos Genéticos Vegetais- UEFS-BA

³Prof^o.Laboratório de Taxonomia- UEFS-BA.

⁴Prof^o. Laboratório de Geoquímica Ambiental - PPGM- UEFS-BA.

CHAPTER 1 – EVALUATION OF THE HEAVY METAL LEVELS IN THE PANTANAL DOS MARIMBUS-BAHIA – BRAZIL

Adriano Lima ⁽²⁾, Flavio França ⁽³⁾, Taíse Bomfim de Jesus ⁽⁴⁾

Abstract

In recent years, the concentration of heavy metals like zinc (Zn), lead (Pb), nickel (Ni), copper (Cu) and cadmium (Cd) has increased a lot in water bodies due to the indiscriminate use of fertilizers in agriculture, lack of sanitation and irregular disposal of untreated industrial waste. The main goal of this study was to investigate the presence of heavy metals Zn, Pb, Ni, Cu and Cd in the water, sediment, *Salvinia auriculata* Aubl. and *Cabomba caroliniana* A. Gray found in the flooded areas of Marimbus.BA. The samples were subjected to acid digestion and for the analyses of heavy metals, an air-acetylene flame atomic absorption spectrometer was used. The detected levels of zinc found in the water samples were within the limits allowed for water class 01 according to CONAMA - 357/2005 resolution. In the sediments, higher contents of heavy metals in point 3 were found, but they were still within the limits established by the Brazilian legislation. In *S. auriculata* and *C. caroliniana* an accumulation of a concentration of metals was observed in the following order: Zn> Pb> Ni >Cu. It was concluded that the presence of *S.auriculata* and *C. caroliniana* in water bodies functions as an important remover of heavy metals and their presence in watery environments is extremely important to allow the various uses that this environment provides.

Key-words – Water. Sediment. *Salvinia auriculata*. *Cabomba caroliniana*.

1.1 Introdução

Nos últimos anos, os ambientes aquáticos têm dado sinal de esgotamento na qualidade e na quantidade de água, apesar de haver registros de que essas mudanças derivam dos problemas naturais, como inundações, secas, intemperismos e erosões. Contudo, as atividades antrópicas têm comprometido mais os rios, lagos, represas, áreas alagadas ou pântanos, devido à falta de saneamento, destruição das matas ciliares, das atividades industriais e agropastoris com o uso intensivo de fertilizantes, herbicidas e fungicidas (HADAD et al. 2011; BARBOSA et al. 2012; ALVES et al. 2014; OLIVEIRA et al. 2014).

Essas atividades produzem e favorecem o escoamento de águas não tratadas contendo elementos químicos, como os metais Zn, Pb, Ni, Cu e Cd, que retornam para os ecossistemas aquáticos e irão interagir com a água e a biota capazes de alcançar diferentes extensões por longos períodos, tornando-as tóxicas e afetando toda a biodiversidade (STEINKE & SAITO, 2008; ESPINOZA-QUIÑONES et al. 2009; TALLINI, 2010; PIRES, 2011; ALI et al. 2013).

Dentre os corpos hídricos, os ambientes lênticos são mais vulneráveis à poluição, devido à baixa capacidade de dispersão dos poluentes (RAI, 2010). Contudo, as águas tendem apresentar baixas concentrações de metais pesados, pois podem ser adsorvidos pela matéria orgânica em suspensão, absorvidos pelas plantas aquáticas ou serem depositados no fundo nos sedimentos (SILVA, 2008; CUI et al. 2011; BARBOSA et al. 2012; KUHLMANN et al. 2014).

De acordo com a resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), classificam-se as águas no território nacional em classes com base nos parâmetros físico-químico e biológicos, em função dos diversos usos. Tais parâmetros são utilizados para avaliação de corpos aquáticos.

Diversas espécies de plantas aquáticas são encontradas em diversos locais habitando os mananciais hídricos principalmente os de ambientes lênticos, produzindo grandes quantidades de biomassa vegetal funcionando como removedor e acumulador de elementos químicos (Quadro 3).

Autores	Local	Macrófitas
De Jesus et al. (2015)	Lagoa do Subaé – Feira de Santana-BA-Brasil.	<i>Typha dominguensis</i> , <i>Acroceras zizanioides</i> , <i>Nymphaea lingulata</i>
Lima et al. (2014)	Pantanal do Marimbus-BA	<i>Cabomba caroliniana</i> A. Gray
Pio et al. (2013)	Área inundada no polo industrial de Manaus	<i>Lemna aequinoctialis</i>
Mishra et al. (2008)	Lake Govind Ballabh Pant GBP Sagar-Asia	<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Pistia stratiotes</i> , <i>Lemna minor</i> .
Soares (2006)	Represa do município de Viçosa, MG.	<i>Salvinia auriculata</i> Aubl., <i>Pistia stratiotes</i> L., <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.)
Valitutto (2004)	Reservatório Barra do Pirai - RJ	<i>Salvinia auriculata</i> , <i>Pistia stratiotes</i> , <i>Eichhornia crassipes</i>
Martins et al. (2003)	Reservatório Americana-São Paulo	<i>Salvinia auriculata</i> , <i>Pistia stratiotes</i> , <i>Eichhornia crassipes</i>

Quadro 3. Distribuição de plantas aquáticas presentes em ambientes lênticos

Dentre elas, encontram-se as macrófitas aquáticas *S. Auriculata* (Salviniaceae), espécie de hábito livre e flutuante, e *C. Caroliniana* (Cabombaceae), submersa e enraizada no sedimento, que têm grande importância nos ambientes aquáticos, pois ambas têm sido destaques na elevada capacidade de remover e acumular diferentes elementos químicos em

ambientes contaminados e encontram-se em grandes quantidades nos ambientes lênticos (COELHO et. al. 2005; SOARES et. al. 2008; WOLFF et al. 2009; BIZZO et al. 2014).

Dentre os compartimentos aquáticos, os sedimentos funcionam como armazenador de metais pesados e, não havendo interferência mecânica no ambiente, suas investigações são mais precisas, pois não se deslocam e permanecem por muito tempo no mesmo local. Além de constituir ferramenta importante para diagnosticar indiretamente a saúde da população humana ao se alimentar dos organismos aquáticos (SUN et al. 2012).

No Brasil, são utilizados como comparação os parâmetros da resolução CONAMA Nº 344/2004, que se referem a sedimentos marinhos, por não haver uma legislação nacional pertinente ao ambiente de água doce. Para classificar os sedimentos em critérios de qualidade, foram estabelecidos dois níveis: Nível 1, valores abaixo do qual prevê baixa probabilidade de efeitos adversos à biota, e nível 2, que se refere a limites acima do qual ocorre provavelmente efeito adverso à biota.

O Pantanal dos Marimbus representa grande patrimônio natural pela sua biodiversidade, constituindo um banco de recursos para estudos das diversas áreas do conhecimento (e.g. botânica, zoologia, ecologia, genética etc.) além de ser fonte importantíssima no fornecimento de água doce e controlador da qualidade ambiental. Devido à inexistência de estudos sobre a concentração de metais pesados nesse ambiente, este trabalho teve, como objetivo avaliar o nível de concentração de Zn, Pb, Ni, Cu e Cd nas águas, sedimento, *S. auriculata* e *C. caroliniana* do Pantanal dos Marimbus-BA.

1.2 Área do Estudo

A área de estudo que compreende o Pantanal dos Marimbus é formada por ambientes lênticos. Está localizada a leste do Parque Nacional da Chapada Diamantina, na Área de Proteção Ambiental Marimbus-Iraquara, sendo alimentada pelos rios Santo Antônio e Utinga, ambos pertencentes à bacia do Rio Paraguaçu.

Esta região encontra-se entre as coordenadas geográficas 12°39'13,51"-12°46'48,88"S e 41°17'0,4"-41°21'25"W, cobrindo uma área de 11.103 ha, sujeita a inundações periódicas, sendo que as profundidades variam de 2,6 m no período seco e 4,0 m na cheia (FUNCH, 2002). Predomina na região clima sub-úmido a seco, com temperaturas médias anuais em torno de 24,2 °C e pluviosidade média anual de 1.049 mm, com maior intensidade pluviométrica nos meses de novembro a maio e mínima entre os meses de junho a outubro (SANTOS & CARAMASCHI, 2008; FRANÇA et al. 2010).

A morfologia da área apresenta-se topograficamente montanhosa coberto por vegetação herbácea, arbustivas e arbóreas, e seu espelho d'água é constituído por uma grande riqueza de plantas aquáticas, como *Echinodorus* sp., *Nymphaea amazonum* Mart. & Zucc., *Eichhornia* sp., *Cyperus articulatus* L. destacando-se as macrófitas das espécies *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*.

Ressalta-se que diversos usos das águas são frequentemente realizados pelas populações ribeirinhas como: natação, mergulho, pesca, navegação, abastecimento doméstico, dessedentação de animais, irrigação etc.

Foram selecionados os pontos com maior disponibilidade de macrófitas, acessibilidade do local garantido a coleta das amostras (água, sedimento e macrófitas) durante toda campanha de amostragem. Com o auxílio de um Global Positioning System (GPS) foram delimitados três pontos de coleta ao longo do manancial hídrico (Figura 9).

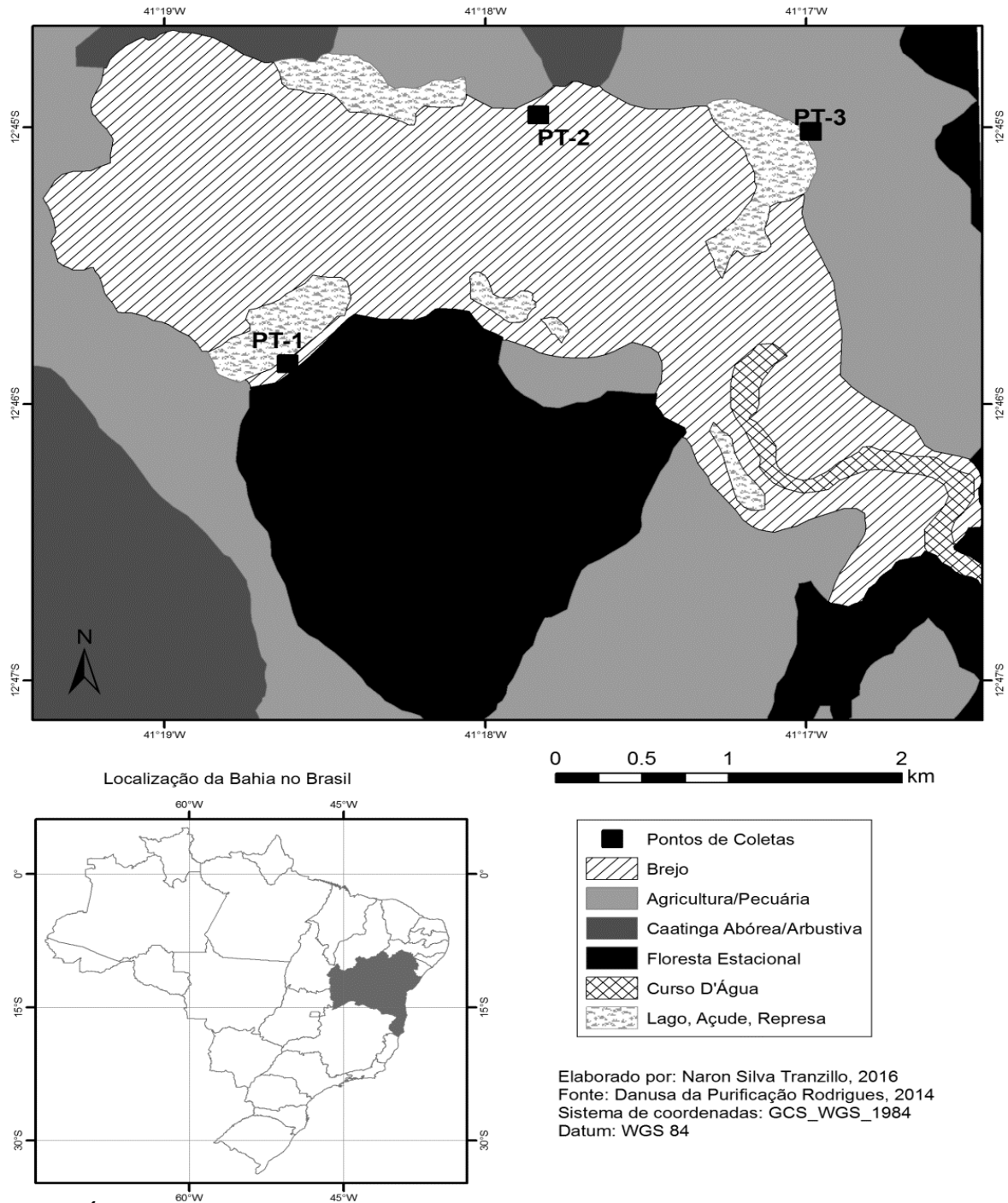


Figura 9. Área de estudo e pontos de coletas no Pantanal dos Marimbus.

O ponto 01- localiza-se entre as coordenadas geográficas $12^{\circ} 45' 51,8''$ S e $41^{\circ} 18' 37,7''$ W com altitude de 390 metros. Nesse local de coleta, observou-se a presença de vegetação nativa do tipo florestas e caatinga, apesar da exploração da área com criação de gado no seu entorno. O local possui 1,5 m de profundidade serve de ponto de ancoradouro dos barcos e partidas para passeios turísticos. A textura granulometrica do sedimento é do tipo arenoso.

O ponto 02 - localizado entre as coordenadas geográficas 12° 44' 57,6" S e 41° 17' 50,3" W e altitude de 336 metros. Encontra-se próximo de área de atividades agrícolas (pastagem) e pecuária (criação de gado), apresentando pouca vegetação, além da presença de tubulações de bombas para captação de água para o uso na agricultura, dessedentação de animais e abastecimento doméstico. O local possui profundidade de 2,3 m, com granulometria do sedimento do tipo arenoso.

O ponto 03 - situado nas coordenadas geográficas 12° 45' 0,9" S e 41° 16' 59,8" W e altitude de 334 metros. Encontra-se com pouca vegetação no seu entorno e áreas ocupadas por atividades agrícolas e pastoreio de animais. É o ponto mais profundo do manancial aquático, alcançando 3,5 metros e apresenta grande quantidade de matéria orgânica. Com sedimento granulométrico do tipo silte-argiloso.

Foram realizadas quatro coletas nos três pontos, sendo duas em 2013 (setembro e novembro) e duas em 2014 (maio e novembro). Para otimizar o tempo, foi utilizado um barco para o deslocamento e coleta das amostras nos três pontos, com o auxílio de um morador da região. Procurou-se coletar os diferentes tipos de amostras no mesmo dia, obedecendo aos critérios de coleta e preservação para cada matriz. Os metais pesados analisados nas matrizes estudadas foram Cu, Ni, Pb, Cd e Zn.

1.3 Material e Métodos

1.3.1 Água

As amostras de água foram coletadas com o auxílio de um amostrador do tipo Van Dorn, mergulhado a 20 cm de profundidade.

Para as análises físico-químicas, as amostras de água foram acondicionadas em garrafas de vidro de cor âmbar com capacidade de 1L. Após a coleta, foram acrescentados 5,0 mL de ácido nítrico (HNO₃) a 50% para preservação dos elementos nas amostras que foram imediatamente identificadas e acondicionadas em caixas térmicas e colocadas em refrigeradores a uma temperatura de 4 °C.

No Laboratório de Saneamento da Universidade Estadual de Feira de Santana-BA, foram retiradas alíquotas de 125 mL de amostras e pré-concentradas com 0,5 mL de ácido nítrico (HNO₃) e 2,0 mL de ácido clorídrico (HCl), ambos a 50%. Em seguida, foram submetidas a uma temperatura de 80 °C em chapa aquecedora para decomposição biológica e permitir a disponibilidade dos metais para a análise de fração total de Zn, Pb, Ni, Cu e Cd até atingir o volume final de 25 mL (Figura 10). As coletas, preservação e análises foram

baseadas no livro intitulado “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA*” (1998) e nas normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e CETESB. Os resultados foram expressos em mg/L e comparados com base na Resolução Conama nº 357/2005 (BRASIL, 2005).



Figura 10. Coleta, preparo e análise de amostra de água coletadas no Pantanal dos Marimbus – Chapada Diamantina, Bahia. Laboratório de Saneamento-UEFS.

1.3.2 Sedimento

As amostras de sedimento para avaliação de metais pesados foram coletadas no fundo dos três pontos em profundidade variada em função dos períodos da coleta, utilizando-se uma draga do tipo Van Veen. Em seguida, as amostras foram identificadas em sacos plásticos e acondicionadas em caixas térmicas a 4 °C para serem encaminhadas ao laboratório.

Em laboratório as amostras foram secas em temperatura ambiente e, em seguida, colocadas em uma estufa de circulação de ar a 60 °C para secagem completa. Posteriormente, foram moídas com almofariz de ágata e peneiradas com malha de 2 mm para a remoção de pedregulhos, folhas, carcaças de organismos e outros materiais que não fazem parte da constituição do sedimento. Para obter a fração total do sedimento, foram pesados 0,5 g de amostras secas e digeridas com ácido nítrico (HNO₃) a 50 % e peróxido de hidrogênio (H₂O₂) a 30% em becker de teflon em chapa aquecedora a 60 °C (Figura 11). Os procedimentos

analíticos foram baseados na metodologia da EMBRAPA (2009), normas da Associação Brasileira de Normas Técnica (ABNT) e CETESB. As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Estadual de Feira de Santana-BA.

Os resultados foram expressos em mg.Kg^{-1} e comparados com base na Resolução Conama n° 344/2004.



Figura 11. Coleta, preparo e análise de amostra de sedimento coletadas no Pantanal dos Marimbus – Chapada Diamantina, Bahia. Laboratório de Saneamento-UEFS.

1.3.3 Análises granulométricas

Durante as análises das amostras dos sedimentos dos três pontos de coletas, foi analisado o tamanho das partículas através das análises granulométricas de acordo com a norma NBR 7181 Dez/1984 - ABNT conforme é mostrado a seguir.

A princípio as amostras foram secas em estufa a temperaturas de $105\text{ }^\circ\text{C}$ por 24 horas peneiradas conforme a textura.

Foi utilizado, nas amostras do ponto 01 e 02, apenas o procedimento de peneiramento. As amostras foram peneiradas em ordem decrescente de malha, utilizando as peneiras de número 8 (2,4 mm), 10 (2,0 mm), 16 (1,2 mm), 30 (0,6 mm), 40 (0,42 mm), 50 (0,30 mm), 80 (0,18 mm), 100 (0,15 mm), 200 (0,074 mm) e < 200 , pesando-se em seguida o conteúdo retido em cada peneira.

Para determinação das amostras do ponto 03, foi realizado o procedimento da sedimentação em virtude de o material ser siltoso e argiloso. As amostras foram acondicionadas em um becker e submetidas a uma solução de hexametáfosfato de sódio no mínimo por 12 horas. Em seguida, as amostras foram transferidas para uma proveta com água destilada, na qual foi imerso um densímetro. Logo após, procedeu-se a leitura do densímetro durante um período de 24 horas. Após a leitura, o material retido na peneira de 0,075 mm foi submetido à estufa, à temperatura de 105 a 110 °C, até peso constante (Figura 12). Posteriormente, foram realizados os cálculos e uma curva granulométrica das amostras foi gerada. As análises foram realizadas no Laboratório de Geotecnia da Universidade Estadual de Feira de Santana-BA.



k

Figura 12. Ensaio de granulometria do sedimento. Laboratório de geotecnia-UEFS.

1.3.4 Macrófitas

Para as análises de metais pesados em *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*, as amostras foram coletadas manualmente e acondicionadas em sacos plásticos perfurados para o escoamento da água e evitar a decomposição anaeróbica do material.

No laboratório de Saneamento - UEFS, as amostras foram inicialmente lavadas em água corrente para a eliminação de detritos e matéria orgânica. Após a lavagem, foram colocadas para secar em ambiente natural. Em seguida, foram submetidas à estufa de circulação de ar a 65 C° por 48 horas. Após esse período, todo o material foi triturado em moinho do tipo IKA A11 basic S32, não sendo separado por partes; em seguida foi peneirado em malha de 2,0 mm e pesado 0,5 g de amostra de cada ponto. As amostras foram submetidas à digestão ácida composta de 5,0 mL de ácido nítrico (HNO₃) e 3,0 mL de ácido perclórico (HClO₄) ambos concentrados (Figura 13). Os procedimentos analíticos foram baseados na metodologia da Embrapa (2009). Os resultados foram expressos em mg.Kg⁻¹



Figura 13. Coleta, preparo e análise de amostra de *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana* coletadas no Pantanal dos Marimbus – Chapada Diamantina, Bahia. Laboratório de Saneamento-UEFS.

Após o processo de digestão, todas as amostras de água, sedimento e macrófitas foram filtradas em papel de filtro de 0,45 mm, avolumadas com água ultra-pura e armazenadas em frascos de polietileno para posterior análise. Utilizou-se um branco analítico somente com água deionizada e ultra-pura acidificadas com mesmas proporções utilizadas nas amostras.

As concentrações totais dos metais pesados Zn, Pb, Ni, Cu e Cd em água, sedimento, *S. auriculata* e *C. caroliniana* foram determinadas por Espectrometria de absorção atômica

de chama (FAAS) num equipamento da marca Avanta GBC, modelo HG-3000 chama ar-acetileno no Laboratório de Saneamento do Departamento de Tecnologia (UEFS-BA). Para garantir a precisão dos resultados, foram utilizados padrões de referência, branco, e leituras de todas as amostras foram realizadas em triplicatas.

Construiu-se uma curva de calibração para cada elemento de interesse, com quatro soluções analíticas de concentrações 0,1 mg.L, 0,2 mg.L, 0,5 mg.L, e 1,0 mg. L, em balões de 50 mL, a partir de soluções de concentrações de 1.000 mg.L⁻¹ da marca Specsol acidificadas e avolumadas com água deionizada e ultra-pura acidificadas. Foram aceitas curvas analíticas com linearidade acima de 0,96.

O limite de detecção corresponde à quantidade mínima do elemento que pode ser determinado pelo aparelho. Para cada elemento, foi utilizado o método calculado por Osório Neto (1996). Foram realizadas 20 leituras obedecendo à seguinte sequência: branco; concentração menor; branco; concentração maior. Em seguida, foram calculadas as médias aritméticas da leitura de 2 brancos, tomadas antes e depois da leitura de cada padrão e subtraiu o valor da leitura de cada padrão. A partir daí, calculou-se a média e o desvio padrão do conjunto de leituras. Sendo que a razão das médias das leituras tem que corresponder à razão das concentrações. Se o teste for positivo, calcula-se o L.d do seguinte modo:

$$\text{L.d.} = \frac{\text{Concentração do padrão} \times 2 \times \text{desvio padrão}}{\text{média}}$$

Foi feito o cálculo independentemente para cada concentração, e o limite de detecção final foi realizado pela seguinte equação:

$$\text{L.d. (final)} = \frac{\text{L.d}^1 + \text{L.d}^2}{2}$$

Onde: L.d¹ = Limite de detecção da menor concentração
L.d² = Limite de detecção da maior concentração

A Tabela 7 apresenta os limites de detecção obtidos pela técnica de absorção atômica de chama.

Tabela 7. Valores de limite de detecção utilizados no espectrofotômetro de absorção atômica de chama.

Parâmetros	Unidade	Limite de detecção
Chumbo	mg.Kg ⁻¹	0,06
Zinco	mg.Kg ⁻¹	0,007
Cádmio	mg.Kg ⁻¹	0,002
Cobre	mg.Kg ⁻¹	0,008
Níquel	mg.Kg ⁻¹	0,03

Fonte: Osório (1996), adaptado.

1.4 Delineamento Estatístico

O tratamento estatístico adotado foi a Análise de Variância (ANOVA) por meio do programa estatístico SISVA. A avaliação estatística dos resultados obtidos foi através das médias comparadas pelo teste Tukey a 5% de significância entre as concentrações dos metais pesados presentes nas amostras de água, sedimento, *S. auriculata* e *C. caroliniana*.

1.5 Resultados e Discussão

Os metais pesados podem ser acumulados nas águas, nos sedimentos, na matéria orgânica em suspensão ou na biota dos ecossistemas aquáticos.

De acordo com as análises de variância das amostras de água (Tabela 8), dentre os metais pesados estudados, todos estavam de acordo com os valores permitidos pela legislação brasileira CONAMA N° 357/2005.

Tabela 8. Concentração de metais pesados em água em diferentes pontos dos Marimbus.

METAIS (mg.L)	PONTOS			CONAMA N° 357-2005*	Limites de detecção
	01 Média ± DP	02 Média ± DP	03 Média ± DP		
Zinco	0,1 ± 0,02 ^a	0,08 ± 0,01 ^b	0,07 ± 0,01 ^b	0,18	0,007
Chumbo	**	**	**	0,01	0,06
Cobre	ND	ND	ND	0,009	0,008
Níquel	ND	ND	ND	0,025	0,03
Cádmio	ND	ND	ND	0,001	0,002

*BRASIL, 2005.

Teste Tukey à nível de significância de 0,05%.

Letras diferentes (a e b) indicam que são significativamente diferentes entre os pontos de coleta $P < 0,05$.

ND = Não detectado pelo método; ** = Abaixo do limite de detecção do aparelho; DP = Desvio-padrão.

Nas amostras de água não foram detectados os metais pesados Cd, Cu e Ni nos três pontos de coleta, e os valores de Pb ficaram abaixo do limite de detecção do equipamento. Já

as concentrações de Zn foram destaques no ponto 01, diferindo significativamente dos pontos 02 e 03.

A maior presença do elemento zinco na água no ponto 01 pode ser atribuído a baixa profundidade do local e aos barcos que são ancorados e feitas as manutenções neste ponto. Já nos pontos 02 e 03, a presença de tubulações metálicas e bombas no interior do manancial para captação de água que é utilizada para irrigação e abastecimento doméstico pode, provavelmente, contribuir para alterar a composição química da água.

A presença deste metal na água deve-se provavelmente aos defensivos e fertilizantes químicos que são aplicados nas atividades agrícolas (e.g. sulfato de zinco, cloreto de zinco, nitrato de zinco) e criação de gado no entorno do manancial hídrico o que, por apresentar uma região topograficamente acidentada, facilita o escoamento e percolação dos elementos químicos para o interior do corpo hídrico durante os períodos chuvosos. No entanto, devido à presença das macrófitas aquáticas, da adsorção dos metais na matéria orgânica em suspensão e nos sedimentos foram detectados baixos valores de metais pesados na água.

Quanto à presença dos metais pesados estudados na água do corpo hídrico, a mesma pode ser indicada aos usos pertinentes à classe 01 que podem ser destinadas ao abastecimento humano (após tratamento simplificado), proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário (natação, esqui-aquático e mergulho), irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que são ingeridas cruas, sem remoção da película, e à proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas. No entanto, para um melhor diagnóstico dos seus diversos usos outros parâmetros físico-químicos devem ser analisados segundo a legislação brasileira (CONAMA N° 357/2005).

Resultados de chumbo, níquel e zinco foram encontrados com valores acima do limite permitido pela Resolução CONAMA N° 357/2005 por Carvalho (2011) em várias estações amostrais de água dos ambientes lênticos localizados na bacia hidrográfica do Rio Itaqueri/Lobo-São Paulo, área de proteção ambiental demonstrando a degradação dos corpos hídricos. Vale ressaltar que a referida bacia hidrográfica é intensamente utilizada por atividades, como a cultura de eucalipto e cana de açúcar, suinocultura e pecuária, extração de areia, ocupação por condomínios.

Estudos realizados por De Jesus et al. (2015) registraram concentrações elevadas de Pb, Cu, Ni, Zn e Cd, acima dos limites permissíveis pela legislação brasileira, em águas superficiais nas nascentes do Rio Subaé-Feira de Santana-Ba. Porém, tais valores atribuídos são provenientes da influência das áreas urbanas com descarte de efluentes nos mananciais hídricos.

Na Tabela 9 são apresentados os resultados da análise granulométrica das amostras obtidas no sedimento de fundo nos três pontos analisados.

Tabela 9. Classificação granulométrica dos sedimentos de fundo.

PONTOS DE COLETA	DIÂMETRO DA PARTÍCULA (MM)	%	CLASSIFICAÇÃO
01*	Entre 0,2 e 0,6	77,9	Areia média
02*	Entre 0,2 e 0,6	61,7	Areia média
03	Entre 0,002 e 0,06	51,0	Silte argiloso

* Só foi realizado o método de peneiramento.

Observou-se que, nas amostras dos sedimentos, há predominância de areia nos pontos 01 e 02. Tal composição granulométrica se deve ao arraste de materiais das áreas desmatadas ocupadas por atividades agrícola e pecuária, que se sedimentam nas margens do leito, uma vez que a topografia do terreno é bastante acidentada. Enquanto no ponto 03, a composição granulométrica é do tipo silte argiloso, apresentando-se com mais teor de matéria orgânica e maior profundidade e, portanto, com menos turbulência. Tais resultados justificam a presença de maior concentração de metais pesados no sedimento do ponto 03, conforme Tabela 10. Todavia, os valores obtidos, em todos os pontos, encontram-se dentro dos limites estabelecidos pela legislação vigente do país.

Tabela 10. Concentração de metais pesados em sedimento em diferentes pontos dos Marimbus.

METAIS (mg.Kg ⁻¹)	PONTOS			CONAMA Nº 344/2004	NÍVEL I (mg.Kg ⁻¹)	NÍVEL II (mg.Kg ⁻¹)
	01 Média ± DP	02 Média ± DP	03 Média ± DP			
Zinco	25,2 ± 5,2 ^c	46,0 ± 13,8 ^b	63,5 ± 7,6 ^a	315,0	123,0	315,0
Chumbo	10,5 ± 8,0 ^b	13,1 ± 3,2 ^b	43,1 ± 4,2 ^a	91,3	35,0	91,3
Cobre	1,3 ± 2,0 ^b	2,8 ± 5,1 ^b	6,4 ± 5,0 ^a	197,0	37,5	197,0
Níquel	1,7 ± 1,0 ^b	2,6 ± 1,5 ^b	8,5 ± 1,0 ^a	35,9	18,0	35,9
Cádmio	ND	ND	ND	3,5	0,6	3,5

Teste Tukey ao nível de significância de 0,05%

Letras (a,b e c) indicam que são significativamente diferentes entre os pontos de coleta P<0,05.

ND= Não detectado pelo método

Conforme Arcega-Cabrera et al. (2015), a granulometria é um dos fatores responsáveis pela presença ou não dos metais pesados nos sedimentos, que varia em função do tipo areia, silte e argila. Segundo Bramorski (2004), em ambientes de água parada, predominam partículas mais finas tipo argila, com tendência a acumular metais pesados, devido à maior área de superfície de contato das partículas.

Os resultados de granulometria corroboram com os trabalhos realizados por Carvalho (2011) analisando o sedimento dos ambientes lênticos localizados na bacia hidrográfica do Rio Itaqueri/Lobo-São Paulo. Ele observou que a composição dos sedimentos também

apresentou maior aporte de areia em dois pontos nas margens e argila e silte em um ponto mais central do manancial hídrico.

De acordo com os resultados obtidos, na Tabela 11, não houve diferença estatística quanto a presença de Pb e Ni nas *S. auriculata* nos três pontos estudados.

Tabela 11. Concentração de metais pesados em *Salvinia auriculata* em diferentes pontos dos Marimbus.

METAIS (mg.kg ⁻¹)	PONTOS			Limite de Tolerância Tecidos vegetais*
	01 Média ± DP	02 Média ± DP	03 Média ± DP	
Zinco	101 ± 2,4 ^a	88,3 ± 1,2 ^b	81,5 ± 3,4 ^c	100 – 400
Chumbo	13,9 ± 0,1 ^a	14,5 ± 2,5 ^a	15,7 ± 2,3 ^a	30 – 300
Cobre	5,0 ± 0,3 ^a	4,2 ± 0,5 ^{ab}	3,6 ± 1,1 ^b	20 – 100
Níquel	5,1 ± 0,4 ^a	5,0 ± 0,0 ^a	5,0 ± 0,0 ^a	10 – 100
Cádmio	ND	ND	ND	5 – 30

Letras diferentes (a e b) indicam que são significativamente diferentes entre os pontos de coleta e letras (ab) juntas representam proximidades pelo Teste Tukey (p<0,05). ND = Não detectado pelo método; DP = Desvio Padrão *Kabata-Pendias (2010) – valores referentes aos limites de tolerância dos tecidos vegetais.

Para o Zn, os valores foram estatisticamente diferentes nos três pontos de coleta, com maior valor no ponto 01. Quanto ao cobre, o ponto 01 foi estatisticamente semelhante ao ponto 02, apresentando menor valor no ponto 03. Esse fato pode ser justificado devido à granulometria do sedimento no ponto 01 ser do tipo arenoso e apresentar menor profundidade, disponibilizando os metais pesados na coluna d'água para serem absorvidos pelas macrófitas aquáticas.

Segundo Kabata e Pendias (2010), fonte de contaminação por chumbo, zinco, níquel e cobre em ambientes aquáticos é geralmente proveniente de atividades antrópicas, como as atividades agrícolas.

Como pode ser visto na tabela 11, a ordem de concentração de metais pesados em *Salvinia auriculata* foi Zn> Pb> Ni >Cu nos três pontos estudados. Esses valores podem estar associados ao hábito de vida livre das macrófitas dispostas na superfície do espelho d'água, facilitando absorção destes elementos à medida que entram no manancial principalmente nos períodos chuvosos.

Segundo Coelho et al. (2005) e Soares et al. (2008), a *Salvinia auriculata* é considerada uma espécie excelente para a remoção de metais pesados em ambientes contaminados, por ter hábito de vida livre e suportar variações climáticas em estações de seca ou cheias, garantindo assim a sua persistência no ambiente.

Em relação as macrófitas da espécie *Cabomba caroliniana*, observou-se que a ordem de concentração dos metais pesados foi semelhante à da *Salvinia auriculata*, como pode ser visto na Tabela 12.

Tabela 12. Concentração de metais pesados em *Cabomba caroliniana* em diferentes pontos dos Marimbus.

METAIS (mg.kg ⁻¹)	PONTOS			Limite de Tolerância Tecidos vegetais*
	01 Média ± DP	02 Média ± DP	03 Média ± DP	
Zinco	102,5 ± 38,5 ^a	85,5 ± 49,9 ^a	93,1 ± 60,9 ^a	100 – 400
Chumbo	10,8 ± 3,7 ^a	13,8 ± 3,6 ^a	12,9 ± 3,8 ^a	30 – 300
Cobre	2,0 ± 1,1 ^a	1,5 ± 0,9 ^a	2,7 ± 1,6 ^a	20 – 100
Níquel	7,3 ± 2,6 ^a	7,8 ± 2,1 ^a	8,9 ± 2,9 ^a	10 – 100
Cádmio	ND	ND	ND	5 – 30

Letras diferentes (a e b) indicam que são significativamente diferentes entre os pontos de coleta pelo Teste Tukey (p<0,05). ND = Não detectado pelo método; DP = Desvio Padrão *Kabata-Pendias (2010) – valores referentes aos limites de tolerância dos tecidos vegetais

Pelos resultados apresentados, observou-se que, nos três pontos de coletas, as plantas absorveram concentrações de metais pesados abaixo dos limites de tolerância para tecidos vegetais. No entanto, devido a *Cabomba caroliniana* apresentar hábito de vida fixo no sedimento, e o ponto 03 apresentar textura do tipo silte argiloso, há maior tendência de reter os metais no sedimento sendo disponibilizado para serem absorvidos pelas macrófitas gradativamente, e de certa forma com maior tendência de acúmulo de metais pesados nos tecidos.

Os teores de metais pesados nos tecidos de *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*, indicam que provavelmente, no entorno de todo manancial hídrico, existem atividades que permitem a entrada desses elementos com concentrações diferentes e que são absorvidas pelas macrófitas. Tais resultados indicam fontes de contaminação em todo o manancial hídrico.

Segundo Guala et al. (2010), Kabata-Pendias (2010), Yadav (2010) e Nacke et al. (2013), os metais pesados zinco, cobre e níquel, apesar de serem essenciais para o crescimento e desenvolvimento dos vegetais, podem ser tóxicos em excesso nos tecidos, enquanto o chumbo e o cádmio, que não têm função biológica mesmo em quantidades traços, são altamente tóxicos em grandes concentrações.

Diante destes resultados, observou-se que as macrófitas apresentaram teores de metais pesados em toda a extensão do manancial hídrico, implicando com isso, a sua importância no ambiente aquático para limpeza da água.

No entanto, vale ressaltar que nem todas as plantas apresentam o mesmo comportamento de absorção dos metais pesados e que vários fatores estão envolvidos, como

afinidade com os elementos químicos, espécies de plantas e forma iônica que se encontra na natureza, pois as duas espécies apresentaram valores de acúmulo de metais pesados diferentes (SUNE et al. 2007; SOOD et al. 2012; DE JESUS et al. 2015).

1.6 Conclusões

Os teores de metais pesados nas águas e nos sedimentos estão dentro dos limites permissíveis pela legislação brasileira.

Os metais pesados encontrados nas macrófitas *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana* estão dentro dos limites de toxidez para os vegetais e sua presença nos mananciais hídricos é de vital importância para contribuir com limpeza das águas e garantir os seus diversos usos que este ambiente proporciona a toda comunidade local, reforçando a necessidade de preservação das macrófitas aquáticas nesses ambientes.

1.7 Agradecimentos

Ao apoio financeiro do projeto "Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) financiado pelo CNPq, Processo N° 34/2012 MCTI/CNPq/FAPs e do Laboratório de Saneamento – LABSAN/LABOTEC/UEFS-BA.

1.8 REFERÊNCIAS

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals – Concepts and applications. **Chemosphere**. v. 91, p. 869-881, 2013.

ALVES, M. T. R.; TERESA, F. B.; NABOUT, J. C. A. Global scientific literature of research on water quality indices: trends, biases and future directions. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 3, p. 245-253, 2014.

APHA – Standard Methods For The Examination of Water And Wastewater, 20 ed., New York, APHA, AWWA, WPCF, 1998.

ARCEGA-CABRERA, F.; GARZA-PÉREZ, R.; NOREÑA-BARROSO, E.; OCEGUERA-VARGAS, I. Impacts of Geochemical and Environmental Factors on Seasonal Variation of Heavy Metals in a Coastal Lagoon Yucatan, Mexico. **Bull Environ Contam Toxicol**, v. 94, p. 58-65, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**: Solo- Análise granulométrica. Dez/1984.

BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R.S.; CRISPIM, M. C. B.; HENRIQUE-SILVA, G. G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p.103-118, 2012.

BIZZO, A. L. T.; INTORNE, A. C.; GOMES, P. H.; SUZUKI, M. S.; ESTEVES, B. S. Short-term physiological responses to copper stress in *Salvinia auriculata* Aubl. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 26, n. 3, p. 268-277, 2014.

BRAMORSKI, J. **Avaliação da qualidade de sedimentos dos rios Tiête e Piracicaba nos seus compartimentos de entrada no reservatório de Barra Bonita – SP**. 2004. 145 f. Dissertação (Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental). Universidade de São Paulo.

BRASIL. Resolução CONAMA nº. 357, de 17 de março 2005. **Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de efluentes, e dá outras providências**. Diário Oficial da União Brasília, 18 de março de 2005, p. 1-33.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 344, de 25 de março de 2004. **Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências**. Publicada no DOU nº 087, de 07/05/2004, pags. 56-57, 2004.

CARVALHO, A. E. F. **Análise limnológica e ecotoxicológica de sistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica dos rios Itaqueri e Lobo (Itirapina/Brotas - São Paulo)**. 2011. 226 f Monografia - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

CETESB. **Aplicação de lodos sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas - critérios para projeto e operação**: Manual técnico. P 4.230 ago/99.

COELHO, F. F.; LOPES, F. S.; SPERBER, C. F. Persistence strategy of *Salvinia auriculata* Aublet in temporary ponds of Southern Pantanal, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 81, p. 343-352, 2005.

CUI, B.; ZHANG, Q.; ZHANG, K.; LIU, X.; ZHANG, H. Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. **Environmental Pollution**, v.159, p.1297-1306, 2011.

DE JESUS, T. B.; SOUZA, S. S.; SANTOS, L. T. S. O.; DE AGUIAR, W. M. Avaliação da Potencialidade de Utilização de Espécies de Macrófitas como Acumuladoras de Metais Pesados. **Revista Virtual de Química**, v. 7, n. 4, p. 1102-1118, 2015.

EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2 ed. Brasília-DF, 2009.

ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; MÓDENES, A. N.; THOMÉ, L. P.; PALÁCIO, S. M.; TRIGUEROS, D. E. G.; OLIVEIRA, A. P.; SZYMANSKI, N. Study of the bioaccumulation kinetic of lead by living aquatic macrophyte *Salvinia auriculata*. **Chemical Engineering Journal**, v. 150, p.316-322, 2009.

FRANÇA, F.; MELO, E.; OLIVEIRA, I. B.; REIS, A. T. C. C.; ALVES, G. L.; COSTA, M. F. Plantas vasculares das áreas alagadas dos Marimbus, Chapada Diamantina, BA, Brasil. **Hoehnea**, v. 37, n.4, p. 719-730, 2010.

- FUNCH, R. **Um guia para a chapada Diamantina**. 3 ed. Nova Civilização, Cruz da Almas, 2002.
- GUALA, S. D.; VEGA, F. A.; COVELO, E. F. The dynamics of heavy metals in plant-soil interactions. **Ecological Modelling**, v. 221, p. 1148-1152, 2010.
- HADAD, H. R.; MAINE, M. A.; MUFARREGE, M. M.; DEL SASTRE, M. V.; DI LUCA, G. A. Bioaccumulation kinetics and toxic effects of Cr, Ni and Zn on *Eichhornia crassipes*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 190, p.1016-1022, 2011.
- KABATA-PENDIAS, A. **Trace Elements in Soils and Plants**. Fourth Edition. 2010.
- KUHLMANN, M. L.; IMBIMBO, H. R. V.; OGURA, L. L.; VILLANI, J. P.; STARZYNSKI, R.; ROBIM, M. J. Effects of human activities on rivers located in protected areas of the Atlantic Forest. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 1, p. 60-72, 2014.
- LIMA, A. C. L; FRANÇA, F; DE JESUS, T. B. Determinação do nível de concentração de metais pesados absorvidos pelas macrófitas aquáticas *Cabomba caroliniana* A. Gray (Cabombaceae) nas áreas alagadas nos Marimbus, Andaraí-Chapada Diamantina-Bahia, Brasil. In: **11º Congresso Latino Americano de Botânica e o 65º Congresso Nacional de Botânica**, Salvador - BA, 2014.
- MARTINS, D; COSTA, N. V; TERRA, M. A; MARCHI, S. R; VELINI, E. D. Caracterização química das plantas aquáticas coletadas no reservatório de salto grande (Americana-SP). **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v.21, p. 21-25, 2003.
- MISHRA, V. K.; TRIPATHI, B. D. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. **Bioresource Technology**, v. 99, p.7091-7097, 2008.
- NACKE, H.; GONÇALVES JR, A. C.; SCHWANTES, D.; NAVA, I. A.; STREY, L.; COELHO, G. F. Availability of Heavy Metals (Cd, Pb, and Cr) in Agriculture from Commercial Fertilizers. **Arch Environ Contam Toxicol**. v. 64, p.537-544, 2013.
- OLIVEIRA, P. C. R.; NOGUEIRA, M. G.; SARTORI, L. P. Differential environmental impacts on small and medium size rivers from center of São Paulo State, Brazil, and regional management perspective. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 26, n. 4, p. 404-419, 2014.
- OSÓRIO, N. E. **Espectrofotometria de absorção atômica**. Departamento de Química – UFMG. 1996.
- PIRES, G. A. Áreas Úmidas e Patrimônio Natural: uma visão estratégica para a água em espaços transfronteiriços. **Novos Cadernos**, NAEA, UFRJ, v. 14, n. 1, p. 97-114, 2011.
- RAI, P. K. Seasonal monitoring of heavy metals and physicochemical characteristics in a lentic ecosystem of subtropical industrial region, India. **Environ Monit Assess**, v.165, p. 407-433, 2010.
- SANTOS, A. C.; CARAMASCHI, E. P. Os peixes dos Marimbus. In: L. Funch, R. Funch & L. Queiroz (eds.). Serra do Sincorá: Parque Nacional da Chapada Diamantina. **Radami**, Feira de Santana, p. 129-141, 2008.

SILVA, L. B. C. **Avaliação espaço-temporal de metais pesados no rio Paraíba do sul e rio Imbé por meio de plantas de *Eichhornia crassipes* (mart.) solms (aguapé), séston e sedimento.** 2008. Dissertação (Mestre em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos do Goytacazes – RJ,

SOARES, C. R. A. **Concentrações de metais pesados em sedimento, água e macrófita aquática em duas represas do município de Viçosa-MG.** 2006. 206 f. Tese (Doutorado em Solos e nutrição de plantas) Universidade Federal de Viçosa.

SOARES, D. C. F.; OLIVEIRA, E. F.; SILVA, G. D. F.; DUARTE, L. P.; POTT, V. J.; FILHO, S. A. V. *Salvinia auriculata*: Aquatic bioindicator studied by instrumental neutron activation analysis (INAA). **Science Direct, Applied Radiation and Isotopes**, v. 66, p. 561-564, 2008.

SOOD, A.; UNİYAL, P. L.; PRASANNA, R.; AHLUWALIA, A. S. Phytoremediation Potential of Aquatic Macrophyte, Azolla. **Ambio**, v.41, p. 122-137, 2012.

STEINKE, V. A.; SAITO, C. H. Polluting load exportation for identification of humid areas under environmental risk in the river basin of Lagoa Mirim. **Revista Sociedade e Natureza**, v. 20, n.2, dez. 2008.

SUN, W.; SANG, L.; JIANG, B. Trace metals in sediments and aquatic plants from the Xiangjiang River, China. **J Soils Sediments**, v. 12, p. 1649-1657, 2012.

SUNE, N.; SÁNCHEZ, G.; CAFFARATTI, S.; MAINE, M. A. Cadmium and chromium removal kinetics from solution by two aquatic macrophytes. **Environmental Pollution**, v. 145 p. 467- 473, 2007.

TALLINI, K. **Metodologia de avaliação de risco ecológico em ambiente aquático a partir de evidências químicas, biológicas e ecotoxicológicas.** 2010. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

VALITUTTO, R. S. **Acumulação de poluentes inorgânicos por macrófitas aquáticas nos reservatórios de Santana e Vigário, Barra do Piraí-RJ.** 2004. 73 f. Dissertação (Mestre em Química). Instituto de Química. Universidade Federal Fluminense.

WOLFF, G.; ASSIS, L. R.; PEREIRA, G. C.; CARVALHO, J. G.; CASTRO, E. M. Efeitos da toxicidade do zinco em folhas de *Salvinia auriculata* cultivadas em solução nutritiva. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 27, n. 1, p.133-137, 2009.

YADAV, S.K. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. **South African Journal of Botany**, v. 76 p. 167-179, 2010.

3 CAPÍTULO 2 – BIODEGRADAÇÃO DE *Salvinia auriculata* Aubl. (SALVINIACEAE) E *Cabomba caroliniana* A. Gray (CABOMBACEAE) PELO PROCESSO DE COMPOSTAGEM

Adriano Lima, Flavio França, Taíse Bomfim de Jesus

Resumo

O aproveitamento da biomassa dos vegetais aquáticos por meio da compostagem pode proporcionar alternativa viável e sustentável na gestão dos mananciais hídricos. Dentre os vegetais aquáticos encontram-se as espécies *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*, que são macrófitas aquáticas que apresentam grande capacidade de acumular nutrientes. O trabalho teve como objetivo caracterizar os parâmetros físico-químicos dos compostos orgânicos produzidos por populações de *S. auriculata* e *C. caroliniana*. As macrófitas aquáticas foram coletadas no Pantanal dos Marimbus - Parque Nacional da Chapada Diamantina – BA. A compostagem foi realizada no pátio da Equipe de Educação Ambiental da Universidade Estadual de Feira de Santana-BA. O método de compostagem utilizado foi aeróbio pelo qual foram monitorados o teor de nitrogênio, carbono, matéria orgânica, pH, umidade e temperatura. Foi utilizado capim seco como agente estruturante nas pilhas de compostagem. Os resultados obtidos demonstraram que houve degradação da matéria orgânica no prazo de 90 dias. No final do processo, os compostos orgânicos produzidos apresentaram características físicas e químicas atendendo aos requisitos estabelecidos conforme legislações brasileiras. Conclui-se que as macrófitas aquáticas *S. auriculata* e *C. caroliniana* apresentaram características físico-química satisfatória para serem utilizados como substrato na compostagem.

Palavras-chave: Macrófitas aquáticas. Reciclagem. Matéria orgânica. Agricultura.

CHAPTER 2 – BIODEGRADATION OF *Salvinia auriculata* Aubl. (SALVINIACEAE) AND *Cabomba caroliniana* A. Gray (CABOMBACEAE) THROUGH THE PROCESS OF COMPOSTING.

Abstract

The utilization of the biomass from aquatic plants through composting can provide a sustainable and viable alternative in the management of watersheds. Among the aquatic plants there are species such as *Salvinia auriculata* and *Cabomba caroliniana*, which are aquatic macrophytes that present a great ability to accumulate nutrients. The work aimed to characterize the physico-chemical parameters of the organic fertilizers produced by populations of *S. auriculata* and *C. caroliniana*. Aquatic macrophytes were collected from the Pantanal dos Marimbus – National Park of the Chapada Diamantina- BA. Composting was done in the courtyard of the environmental education team at the State University of Feira de Santana-BA. The composting method used was aerobic for which the contents of nitrogen, carbon, organic matter, pH, moisture and temperature were monitored. Dry grass was utilized as a structuring agent in the composting stocks. The results obtained showed that there was a degradation of organic matter within 90 days. At the end of the process, the organic fertilizers that were produced presented physical and chemical characteristics meeting the requirements according to the parameters required by the Brazilian legislation. It was concluded that the aquatic macrophytes *S. auriculata* and *C. caroliniana*, present satisfactory physical-chemical characteristics to be used as substrate in composting.

Key-words: aquatic Macrophytes. Recycling. organic Material. Agriculture.

2.1 Introdução

A quantidade de resíduos sólidos e líquidos gerados tem aumentado nas últimas décadas de maneira insustentável, em razão da produção exacerbada de bens e produtos com vistas atender às necessidades da demanda populacional. Tal situação tem contribuído para o incremento de diferentes tipos de substâncias químicas, provenientes principalmente dos resíduos líquidos que são descarregados nos mananciais hídricos sem tratamento adequado, suprindo de nutrientes estes ambientes, o que favorece, desse modo, o crescimento e o

desenvolvimento de biomassa vegetal (FARIAS, 2001; PAIVA, 2008; SILVA et al. 2008; SILVA et al. 2011; KIERONSKI, 2014).

Dentre os resíduos líquidos, encontram-se os de origem industrial, doméstico e agrícola que são impregnados de elementos químicos, como os metais pesados (Pb, Cd e Cr) que não oferecem benefício para os seres vivos, como também os considerados essenciais (Ca, Mg, Na, K, Zn, Ni e Cu) que são nutrientes benéficos ao crescimento e desenvolvimento de todos vegetais (SILVA et al. 2006; FIORI et al. 2008; WU et al. 2012).

Devido o suprimento nutricional nos mananciais hídricos, grande diversidade de vegetais pode se desenvolver, porém o seu excesso pode ocasionar transtornos ambientais, contribuindo, em curto prazo, para o desuso dos ecossistemas aquáticos (SILVA et al. 2006; FIORI et al. 2008; WU et al. 2012; SILVA et al. 2015).

Segundo Branco (1986), o excesso da biomassa vegetal nos mananciais hídricos causa problemas como: produção de lodo, que reduz a profundidade do manancial; redução da concentração de oxigênio, da circulação das águas e a luminosidade, fatores estes que condicionam à rápida eutrofização dos sistemas aquáticos.

Além desses fatores, o excesso de vegetais nos mananciais hídricos também pode ocasionar problemas de ordem social e econômica, como a navegabilidade, geração de energia, balneabilidade, abastecimento doméstico, pesca e turismo, acarretando prejuízos na qualidade de vida da população aquática, na dinâmica dos recursos naturais e como fonte de renda para as populações ribeirinhas (BRANCO, 1986; BRITO, 2008; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Diante de tal situação, percebe-se, ainda, que as medidas tomadas pelos administradores de parques e jardins ou áreas verdes consistem na retirada e/ou dragagem dos vegetais dos mananciais hídricos depositando nas áreas externas, nas encostas e nos vales, causando transtornos estéticos, problemas ambientais e de saúde pública, ou são transportados para os aterros sanitários contribuindo para o aumento do volume de resíduos gerados nas cidades (FARIAS, 2001; BRITO, 2008).

Entre os vegetais aquáticos destacam-se as macrófitas aquáticas (e.g. *Salvinia auriculata* Aubl. (Salviniaceae), *Lemna* sp L. (Lemnaceae), *Cabomba caroliniana* A. Gray. (Cabombaceae), *Ipomoea carnea* Jacq. (Convolvulaceae), *Eichhornia crassipes* Mart. (Solms) (Pontederiaceae), que apresentam desde estruturas microscópicas até macroscópica com grande população de biomassa vegetal capaz de absorver elevadas quantidades de nutrientes (MARTINS, D. et al. 2008; FRANÇA et al. 2010; SILVA et al. 2011; SOOD et al. 2012).

Portanto, para reduzir o descarte de grandes volumes de plantas aquáticas de forma inadequada no ambiente e evitar o desperdício de um material que pode ser utilizado como reciclagem na agricultura com grande potencial de nutrientes, a compostagem pode ser uma alternativa de grande relevância para o manejo adequado dos mananciais hídricos, tal como acontece com os resíduos resultantes nas feiras livres, agroindústria, estação de tratamento de esgoto que transformam grandes variedades de produtos orgânicos em adubos na busca de um controle sustentável (ESTEVEES, 1998; VAZ, 2012; PRIMO et al. 2010; SOOD et al. 2012; KIERONSKI, 2014).

A busca de alimentos isentos de fertilizantes químicos pela população e os cuidados com o meio ambiente têm contribuído para o aumento da variedade de matéria prima nos processos de compostagem. Outro fator que tem sustentado o uso da compostagem é a grande vocação agrícola do país (COSTA et al. 2005; BARREIRA et al. 2006; MANOS et al. 2012).

Para Costa et al. (2005), Goyal et al. (2005), Barreira et al. (2006) Chroni et al. (2009) e Manos et al. (2012), a compostagem é uma medida extremamente relevante e viável, pois, segundo os autores, todos os resíduos orgânicos podem ser decompostos, porém seu sucesso depende da matéria prima e das condições ambientais que lhe são oferecidas, como: instalações, arejamento, pH, relação C/N, temperatura e umidade.

A compostagem consiste na degradação dos resíduos de origem orgânica por sucessivas comunidades de organismos em condições ambientais adequadas. Esta técnica visa à degradação da matéria orgânica transformando em composto orgânico estável com características físicas, químicas e biológicas que pode ser benéfico tanto para os solos como para os vegetais (BUDZIAK et al. 2004; FIALHO et al. 2005; SYMANSKI, 2005; ABOUELWafa et al. 2008; BRITO, 2008; FIORI et al. 2008; RAUT et al. 2008; KIERONSKI, 2014). Conforme Silva et al. (2008) e Heck et al. (2013), além de melhorar a estrutura do solo, agrega valor econômico ao adubo orgânico.

No entanto, devido à falta de informações agronômicas do composto orgânico formado por macrófitas aquáticas, muitos produtores rurais ainda não a têm utilizado em suas práticas agrícolas. Portanto, diante da necessidade de medidas que visem à gestão dos ambientes aquáticos com técnicas sustentáveis e da vocação agrícola do país, o presente trabalho tem como objetivo caracterizar física e quimicamente os compostos orgânicos produzidos por macrófitas aquáticas das espécies *S. auriculata* e *C. caroliniana* utilizadas como substrato no processo de compostagem visando uma alternativa sustentável na gestão dos corpos hídricos.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de Coleta

As macrófitas aquáticas foram coletadas no Pantanal dos Marimbus, localizado no Parque Nacional da Chapada Diamantina, na Área de Proteção Ambiental Marimbus-Iraquara. Esta região encontra-se entre as coordenadas geográficas 12°39'13,51" - 12°46'48,88"S e 41°17'0,4"-41°21'25"W, cobrindo uma área de 11.103 ha, sujeita a inundações periódicas, com profundidades que variam de 2,6 m no período seco a 4,0 m durante as cheias (FUNCH, 2002).

As espécies de *S. auriculata* e *C. caroliniana* foram coletadas manualmente em três pontos de coletas e acondicionadas em sacos plásticos perfurados para que houvesse o escoamento da água (Figura 14). Foram utilizadas as macrófitas deste local por ser um ambiente explorado historicamente pelo garimpo, ter grande disponibilidade de biomassa vegetal e serem espécies absorvedoras e acumuladoras de metais pesados.



Figura 14. Coleta de *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana* no Pantanal dos Marimbus – Chapada Diamantina, Bahia.

Foto: Adriano Lima (2015)

2.2.2 Local do experimento

A compostagem foi desenvolvida no pátio da Equipe de Educação Ambiental (EEA) da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS-BA). Após a coleta e transporte, as macrófitas foram dispostas numa área coberta com 46 m², piso impermeabilizado com concreto e canal de drenagem de chorume (Figura 15). O experimento ocorreu no período de setembro a dezembro de 2015, compreendendo prazo de 90 dias.



Figura 15. Localização da área de compostagem – EEA-UEFS.
Foto: Adriano Lima (2015)

Antes da montagem das pilhas de compostagem, as amostras de cada espécie foram misturadas e analisadas os seguintes parâmetros físico-químicos: aeração, temperatura, umidade, pH, matéria orgânica total, carbono total, nitrogênio total e relação carbono/nitrogênio com base nas metodologias descritas por Kiehl (1985) e Embrapa (2009).

2.2.3 Montagem do experimento

Para a montagem das pilhas de compostagem, utilizou-se capim seco oriundo da manutenção de jardinagem do campus da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS) como agente estruturante. Foi obtido este material proveniente do campus devido a disponibilidade no local e supostamente isento de metais pesados. O material foi triturado para diminuir o diâmetro das partículas, e tem como finalidade aumentar o contato de superfície dos micro-organismos, fornecer calor para as atividades metabólicas dos microrganismos e melhorar e aumentar o teor de nitrogênio e carbono durante o processo de compostagem.

O método de compostagem foi o aeróbio, para isto, as pilhas foram reviradas manualmente e monitoradas as condições dos parâmetros físico-químicos, desde a fase inicial

até os 90 dias, com o objetivo de manter as condições favoráveis para a degradação da matéria orgânica.

A Tabela 13 apresenta os parâmetros analisados, a periodicidade e o método analítico das amostras durante o processo de monitoramento da compostagem. Segundo Raut et al. (2008), as técnicas analíticas são extremamente confiáveis para caracterização dos substratos utilizados no processo de compostagem e avaliar a qualidade final do composto orgânico.

Tabela 13. Metodologia, periodicidade da coleta de amostras, unidade e método analítico para determinação das características físico-químicas do composto.

PARÂMETRO	FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM	UNIDADE DE MEDIDA	MÉTODO ANALÍTICO	REFERÊNCIAS
Temperatura	Diária	°C	Termômetro	Kiehl (1998)
Aeração	De três em três dias		Manual	Pereira Neto (1996)
Umidade	0, 15, 30, 60 e 90	%	Gravimétrico	Kiehl (1985)
Nitrogênio Total K	0, 15, 30, 60 e 90	%	Kjedahl	Embrapa (2000)
Carbono (COT)	0, 15, 30, 60 e 90	%	Gravimétrico	Kiehl (1985)
Matéria Orgânica	0, 15, 30, 60 e 90	%	Gravimétrico	Kiehl (1985)
pH	0, 15, 30, 60 e 90		Potenciométrico	Embrapa (2000)
Relação C/N	0, 15, 30, 60 e 90		Carbono total / nitrogênio total	Kiehl (1985)

Fonte: Kiehl (1985); Embrapa (2009); Pereira Neto (1996) apud Kieronski (2014).

A Tabela 14 apresenta a caracterização da *Salvinia auriculata*, *Cabomba caroliniana* e do capim seco para estabelecer as proporções adequadas para cada tratamento.

Tabela 14. Caracterização física e química das matérias primas utilizadas nos processos de compostagens

Parâmetros	Capim seco	<i>Salvinia auriculata</i> (Base seca)	<i>Cabomba caroliniana</i> (Base seca)
pH	6,8	7,1	6,9
Umidade a 65 °C (%)	11,4	91,8	84,2
Matéria Orgânica (%)	76,0	6,5	14,9
Carbono Total (%)	42,2	3,6	8,2
Nitrogênio Total (%)	1,7	0,7	0,7
Relação C/N	43/1	3/1	7/1

Em seguida, foram estabelecidas as seguintes proporções para cada tratamento: Tratamento 01: *Salvinia auriculata* (26 Kg) + capim seco (26 Kg) e Tratamento 02: *Cabomba caroliniana* (26 Kg) + capim seco (26 Kg).

Com o auxílio de enxadadas e pás, as pilhas de compostagem foram montadas com altura de aproximadamente 0,90 metros de altura x 0,80 metros de largura em formato cônico (Figuras 16 A e B).



Figura 16. Aspecto visual das pilhas de compostagem *Cabomba caroliniana* (A) e *Salvinia auriculata* (B). Foto: Adriano Lima (2015).

Após a mistura de cada pilha, foram coletadas amostras em triplicata em cada intervalo de 0, 15, 30, 60 e 90 dias e encaminhadas para o Laboratório de Saneamento localizado na Universidade Estadual de Feira de Santana-BA.

2.2.4 Parâmetros físico-químicos monitorados

A seguir, são descritos os parâmetros físico-químicos monitorados durante a realização do experimento.

Aeração – para a aeração das pilhas, foi realizado o revolvimento manual dos resíduos, duas vezes por semana, de forma a manter a disponibilidade de oxigênio no interior e acelerar a degradação do composto, seguindo a metodologia utilizada por KIEHL (1985).

Temperatura – as temperaturas das pilhas foram registradas com o auxílio de um termômetro de haste metálica de 70 cm de comprimento introduzida no meio da pilha da marca Iope. Este parâmetro foi medido diariamente, realizando posteriormente uma média estatística com resultados expressos em °C.

Umidade – a umidade foi mensurada pelo método gravimétrico. Foram retirados 10 g de amostras de cada pilha de compostagem, misturados em cápsulas de porcelana e, em seguida, colocados na estufa de ventilação forçada a uma temperatura de 60 – 65 °C durante 24 horas até peso constante. Os resultados foram expressos em (%) (KIEHL, 1985).

Pontencial hidrogeniônico (pH) – para análise de pH, foram retirados 10 g de amostras e acondicionados em um Becker de 100 mL. Em seguida, adicionaram-se 50 mL de água destilada e deionizada, agitando e deixando em repouso por 1 hora. Posteriormente, fez-se a análise utilizando um pH-metro de bancada da marca Quimis (EMBRAPA, 2009).

Matéria Orgânica Total – a matéria orgânica foi determinada pelo método gravimétrico. Foram retirados 10 gramas de amostras e colocados em estufa de circulação de ar, permanecendo por 16 horas a uma temperatura de 100 -110 °C. Após a pesagem, as amostras foram calcinadas a uma temperatura de 550 °C em forno mufla durante 1 hora. Os resultados foram expressos em (%) (KIEHL, 1985).

Carbono Orgânico Total – a porcentagem de carbono foi obtida pelo método de Kiehl (1985). Utilizaram-se os dados da matéria orgânica total em porcentagem dividindo-os por 1,8. Os resultados foram expressos (%).

Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) – as análises de nitrogênio total dos compostos, foram realizadas pelo método do Kjeldahl, baseado em três etapas, tais como: digestão ácida, destilação e titulação.

Relação Carbono/Nitrogênio – foi calculada através dos dados do carbono orgânico total divididos pelo teor de nitrogênio. Os resultados foram expressos na forma de proporção (KIEHL, 1985).

2.3 Delineamento Estatístico

O tratamento estatístico adotado foi a Análise de Variância (ANOVA) por meio do programa estatístico SISVAR, a avaliação estatística dos resultados obtidos foi através das médias das concentrações dos nutrientes presentes nas amostras dos compostos orgânicos provenientes de *S. auriculata* e *C. caroliniana*.

2.4 Resultados e Discussão

A seguir estão apresentados os resultados obtidos dos parâmetros físico-químico dos dois tratamentos.

Temperatura

No presente estudo, a temperatura foi semelhante nos dois tratamentos em função das matérias primas empregada como substratos na compostagem serem macrófitas aquáticas. O acompanhamento da temperatura é um parâmetro extremamente importante para as atividades microbianas e consequente degradação da matéria orgânica (FRITSCH, 2006; HECK et al. 2013).

A Figura 17 apresenta a evolução da temperatura em função do tempo nas duas pilhas de compostagem com o tratamento de *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana* ao longo dos 90 dias.

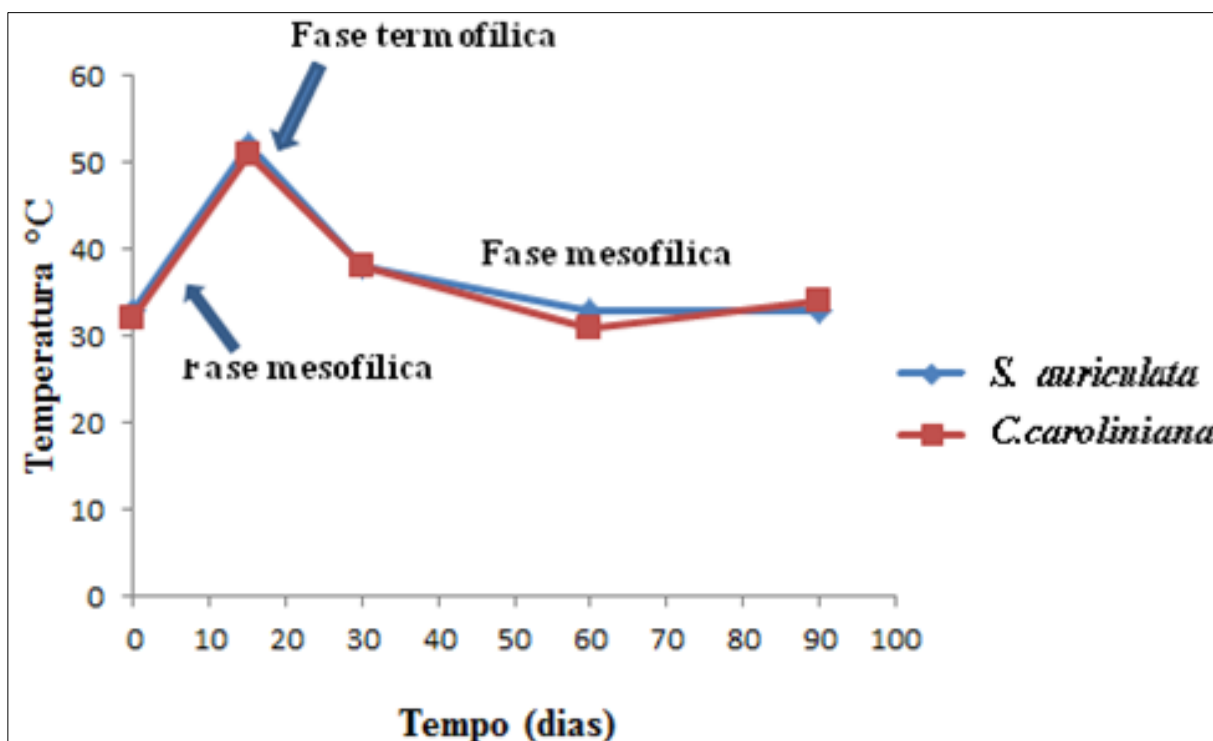


Figura 17. Variação da temperatura x tempo durante a compostagem no tratamento *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*.

Fonte: Adriano Lima.

Durante a compostagem observou-se que as temperaturas evoluíram de 32 °C para 51 °C apesar da alta umidade inicial da matéria prima. O início da compostagem deu-se em temperaturas próximas do ambiente em torno de 32 °C, alcançando os 40 °C no 10º dia, caracterizando a fase mesofílica com produção de calor devido às atividades dos microrganismos mesofílicos.

De acordo com Kiehl (1985), o acompanhamento da temperatura é extremamente importante para avaliar a eficiência do processo, que, segundo os dados da literatura corrente sobre o assunto, devem-se registrar temperaturas abaixo de 45 °C nos primeiros cinco dias.

Ainda segundo o autor, estas condições indicam comportamento satisfatório, no qual predominam as bactérias e fungos prosseguindo com elevação de temperaturas termofílicas.

O maior pico de temperatura foi alcançado no 15º dia com 52 °C, determinando o final da fase termofílica de compostagem, que durou aproximadamente cinco dias. A explicação para este comportamento pode estar atribuída à introdução de agentes estruturantes, como capim seco que, além de permitir o aquecimento, evitou a compactação e, ao mesmo tempo, forneceu nutrientes adequados às atividades metabólicas dos microrganismos, o que permitiu atingir temperaturas acima de 50 °C.

Para Kiehl (1985) e Raut et al. (2008), durante a fase termofílica, o calor aumenta no interior da pilha em função da fase propriamente ativa dos microrganismos, como actinomicetos, bactérias e fungos, que encontram compostos facilmente degradáveis na matéria orgânica, como açúcares, amido, proteínas e outros compostos orgânicos. O mesmo foi constatado por Teixeira (2012) que também observou que a elevação da temperatura nos seus experimentos foi beneficiada pela introdução de agentes estruturantes em que foram utilizados resíduos de poda de jardinagem.

Fato também observado por Silva et al. (2011) em que a adição de podas, resíduos orgânicos e controle de umidade mostrou-se muito eficiente para elevar a temperatura e acelerar o processo de compostagem.

As baixas temperaturas alcançadas nos dois tratamentos podem estar associadas ao tipo de matéria prima utilizado na compostagem, que são tecidos vegetais pobres em carbono, tornando rápida a fase termofílica. Segundo Kiehl (1985), Farias (2001) e Cordeiro (2010), este fato se deve à composição química das matérias primas que são formadas exclusivamente por celulose, lignina e hemicelulose, pobres em matéria orgânica e nutrientes para atender a demanda dos microrganismos não alcançando temperaturas mais altas.

Para Chroni et al. (2009), as baixas temperaturas têm como aspectos positivos o sincronismo entre temperatura e sucessão microbiana pela presença de diversos organismos atuando durante todo o processo de compostagem, não sendo seletivo para cada fase.

Dessa forma, o curto período termofílico indica que a compostagem ocorreu de forma acelerada correspondendo à etapa de biodegração. Para Kalamdhad e Kazmi (2009), esse fato provavelmente ocorreu devido à relação carbono/nitrogênio ser suficiente para o início da compostagem juntamente com aumento da temperatura.

Como mencionado na literatura, durante este período, as temperaturas devem alcançar entre 60 a 70 °C, período em que ocorre a substituição dos organismos mesofílicos pelos

termofílicos responsáveis pela eliminação dos indivíduos patogênicos (KIEHL, 1985; FIORI et al. 2008).

Embora não tenha avaliado a presença de patógeno neste estudo, além da temperatura não ter alcançado os recomendados pela literatura, esse valor pode ser aceitável como fase termofílica. Conforme Kiehl (1985) e Reis (1997), este parâmetro na faixa de 50 a 60 °C já pode ser considerada ótima para o monitoramento da compostagem e eliminação dos microrganismos patogênicos, pois a temperatura ótima vai variar de acordo com a natureza do material.

De acordo com Paiva (2008), temperaturas acima de 65 °C causam a morte dos microrganismos termofílicos responsáveis pela degradação da matéria orgânica, por conseguinte abaixo de 40 °C o processo torna-se lento.

Como pôde ser observado, após o 15º dia, houve decaimento drástico da temperatura até o 30º dia alcançando 38 °C, este período corresponde à volta da fase mesofílica, que atingiu 32 °C com 60 dias, chegando para as temperaturas ambientes em torno de 33 °C até o final do processo.

De acordo com Raut et al. (2008), a redução da temperatura significa que as atividades microbianas chegaram ao seu limite devido ao desaparecimento dos compostos mais simples, não gerando com isso mais calor nas pilhas, indicando o fim da fase termofílica e início da etapa de estabilização e humificação do composto. Kiehl (1985) e Peigné e Girardin (2004) acrescentam que esta fase corresponde ao período de maturação dos compostos orgânicos e que estes apresentam composição química diferente, sendo mais resistentes aos processos de decomposição, como a celulose, hemicelulose e lignina, e que podem durar várias semanas.

Além dos microrganismos que atuam nesta fase, como os fungos, bactérias e actinomicetos, foi verificada também a presença de macrorganismos, como moscas, formigas e baratas, nas pilhas, confirmando a etapa final do processo.

No entanto, foi observado, durante os 90 dias de compostagem, que todas as fases mesofílica, termofílica e mesofílica aconteceram normalmente, indicando que a matéria prima da compostagem ocorreu em condições favoráveis para os microrganismos atuarem nas temperaturas ideais. Vale ressaltar que tal situação foi decorrente do fornecimento de boas condições do ambiente, como aeração, umidade, temperatura e granulometria do material.

Segundo Farias (2001), o tempo de estabilidade e maturação do composto orgânico depende desses fatores como também da origem e estrutura dos materiais destinados à decomposição.

Goyal et al. (2005), em seus trabalhos de compostagem com cinco tratamentos, constataram que apenas no tratamento (*Eichhornia crassipes*) a temperatura atingiu o maior pico, alcançando 46 °C, correspondente a fase termofílica em 14 dias. Para os autores, a elevada temperatura durante este período se deve à intensa atividade metabólica dos microrganismos, como as bactérias e os fungos.

Trabalhos realizados por Silva et al. (2011) diferem do presente estudo. Eles observaram que no tratamento com 100% *Salvinia auriculata* a temperatura máxima atingida foi de 43 °C, permanecendo na fase mesofílica durante todo o processo, ou seja, com temperaturas próximas do ambiente, embora não se tenha acrescentado nenhum agente estruturante. Já nos tratamentos em que foram adicionados resíduos orgânicos, como esterco bovino, restos de comidas e podas em *Salvinia auriculata*, as temperaturas das pilhas apresentaram-se semelhantes às do presente trabalho atingindo a fase termofílica na faixa de 51 °C. Segundo os autores, tal situação pode ser evidenciada pela presença do material estruturante.

Nos estudos realizados por Fialho et al. (2005), utilizando apenas podas de árvores em um dos tratamentos, a temperatura alcançou o pico máximo de 40 °C durante todo o processo de compostagem, permanecendo também na fase mesofílica. Para os autores, isso pode ter ocorrido pela alta relação carbono/nitrogênio, implicando a escassez de nutrientes para o desenvolvimento e atividade metabólica dos microrganismos de forma que o processo ocorreu lentamente, não havendo incremento tão significativo na temperatura.

Umidade

A umidade é um parâmetro de importância vital durante todo o processo de compostagem, por se tratar de organismos que atuam no processo de decomposição da matéria orgânica (FARIAS, 2001). Como pode ser visto na Figura 18, o início da umidade das pilhas de compostagem encontrou-se na faixa de 70 a 85%, estando com valores acima do recomendado.

Apesar disso, o processo de compostagem evoluiu naturalmente. Alguns autores destacam que os valores ideais de umidade devem estar na faixa de 40 e 60 %, ou até 70%, no entanto esses valores vão depender da matéria prima, pois alta umidade pode dar início ao processo de anaerobiose e produção de chorume pelo encharcamento, gerando maus odores.

Por outro lado, em umidades abaixo de 40%, as atividades biológicas tornam-se extremamente lentas, o que pode afetar o processo final de estabilidade do composto orgânico (KIEHL, 1985; FIALHO et al. 2005; FIORI et al. 2008; CORDEIRO, 2010).

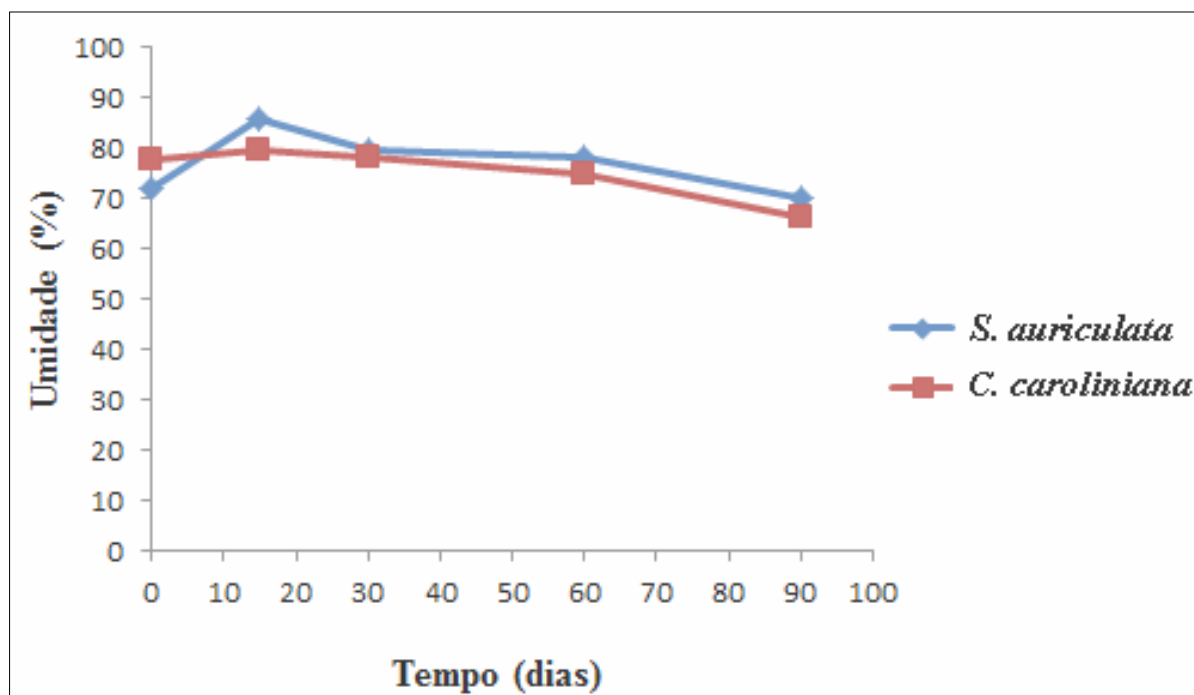


Figura 18. Variação da umidade x tempo durante a compostagem no tratamento *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*.

Fonte: Adriano Lima

O agente estruturante foi importante para reduzir a umidade do material durante os primeiros dias, por se tratar de matéria prima oriunda de manancial aquático. Farias (2001) acrescenta que os vegetais apresentam em sua composição 60 a 80% de água, o que pode tornar a decomposição mais lenta pelo excesso de umidade.

Como pôde ser visto no tratamento com *Salvinia auriculata*, a umidade iniciou em 70% na fase mesofílica e, no 15º dia, foi registrado um maior pico, atingindo 85%, final da fase termofílica. Após o 15º dia de compostagem, houve declínio da umidade se estabilizando em 70% no prazo de 90 dias, período final de maturação do composto orgânico.

Já em relação ao tratamento de *Cabomba caroliniana*, apesar da umidade inicial ter sido maior, apresentando 77% na fase mesofílica, com pequeno aumento atingindo 79,5%, o final da fase termofílica que aconteceu no 15º dia. Posteriormente, houve um leve declínio da umidade se estabilizando no final, aos 90 dias, em 66% na fase de maturação da compostagem. O processo de rega foi normalizado a partir da segunda semana, para manter o

teor de umidade adequado para as atividades fisiológicas dos microrganismos e a ocorrência das reações bioquímicas para a continuação da degradação da matéria orgânica.

De acordo com Kalamdhad e Kazmi (2009), a perda no teor de umidade durante o processo de compostagem pode ser vista como resultado da decomposição da matéria orgânica, devido às condições exotérmicas do ambiente proporcionado pelas atividades dos microrganismos e das práticas de revolvimento das pilhas. Os autores destacam ainda que a umidade deve ser adequada para a efetiva decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos, pois o excesso e baixas taxas de umidade nas pilhas afetam gravemente a decomposição resultando nas perdas de nutrientes e qualidade do composto orgânico.

Apesar de não ter obtido uma umidade final adequada, foi observado que houve redução do volume nos dois tratamentos. Kiehl (1985) e Brito (2008) acrescentam que tal situação pode ser vista como uma grande vantagem com o controle de umidade. Segundo a Portaria nº 1/1983 do Ministério da Agricultura, estabelece-se que o valor máximo é de 40%, sendo tolerado até 44% de umidade para o composto final.

Em colaboração, Fritsch (2006) salienta que uma umidade adequada durante o processo de compostagem permite aumentar a velocidade da decomposição da matéria orgânica.

Estudos realizados por MacLeod et al. (2008), com resíduos sólidos municipais, concluíram que a baixa concentração de umidade diminuiu a atividade microbiana no final do processo.

No trabalho realizado por Fialho et al. (2005), no município de São Carlos, SP, em que foi monitorada a umidade dos três tratamentos (só poda de árvores, poda de árvore mais esterco bovino e poda de árvore mais bagaço de laranja) durante o processo de compostagem, os autores conferiram que as umidades dentro da faixa de 50 a 60 %, para todos os tratamentos representaram ótimas condições para continuidade da compostagem aeróbica.

Em outro estudo realizado por Silva et al. (2008) no qual foi utilizado lodo de esgoto e resíduos vegetais de feira livre como matéria prima na compostagem, os autores observaram que a umidade inicial dos resíduos orgânicos estava com valores altos, fora dos recomendados pela literatura, sendo necessário acrescentar folhas secas como agente estruturante para reduzir a umidade e evitar a produção de chorume.

pH

Apesar de as matérias primas utilizadas na compostagem serem de composição química semelhante, houve diferença no comportamento dos valores de pH entre os tratamentos (Figura 19).

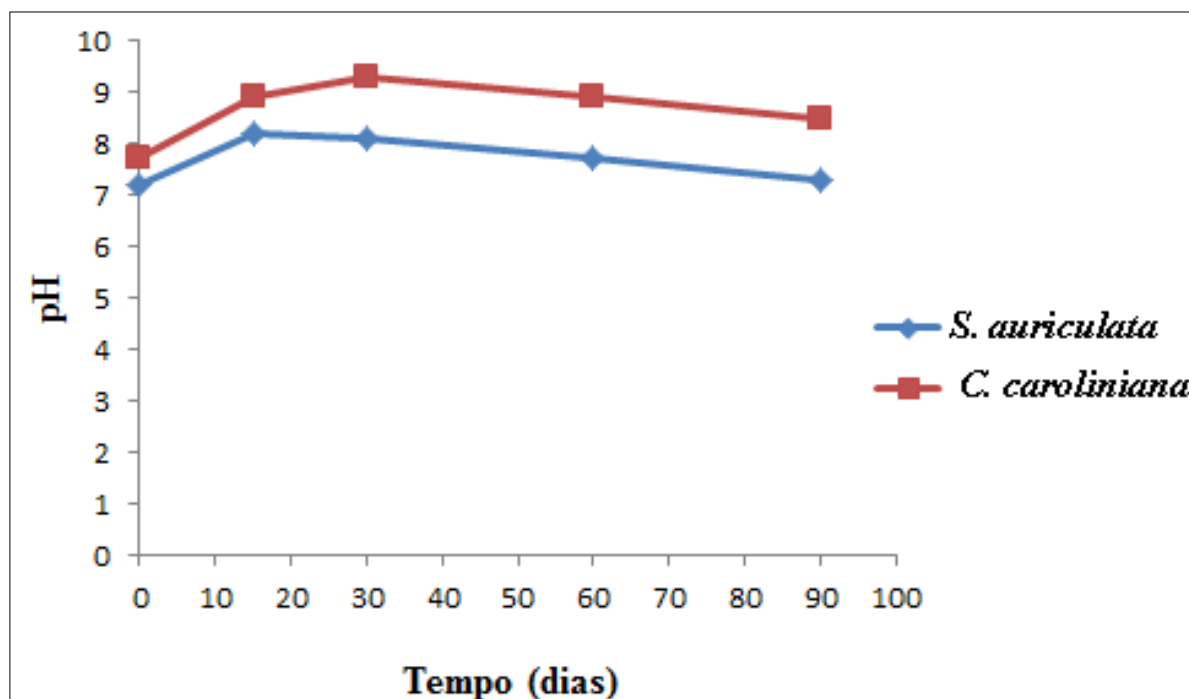


Figura 19. Variação do pH x tempo durante a compostagem no tratamento *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*.

Fonte: Adriano Lima

O tratamento com *Cabomba caroliniana* apresentou elevação nos valores de pH maior do que o tratamento com *Salvinia auriculata* ao longo de todo o processo de compostagem. Observou-se que o tratamento com *Salvinia auriculata* iniciou o processo de compostagem com pH igual a 7,2 apresentando caráter neutro na fase mesofílica e, em seguida, atingiu o valor máximo no 15º dia, correspondendo à fase termofílica com pH igual a 8,2 tornando o ambiente alcalino. Posteriormente, o pH diminuiu, e se estabilizou no final da compostagem com valor igual a 7,3 período que se refere à maturação ou humificação do composto orgânico.

Já no tratamento com *Cabomba caroliniana*, o pH registrado inicialmente foi de 7,7, apresentando caráter neutro a alcalino durante a fase mesofílica e termofílica, atingindo o maior pico no 30º dia com valor igual a 9,3. Após esta fase, o pH foi reduzido, estabilizando-se no final da compostagem com valor igual a 8,5.

Embora alguns autores relatem que, no início da compostagem, geralmente o pH é ácido variando entre 5,5 e 6,0, em função da liberação de ácidos orgânicos (KIEHL, 1985; SYMANSKI, 2005), o mesmo não ocorreu no presente trabalho. Para Cunha-Queda et al. (2003), Fialho et al. (2005) e Heck et al. (2013), esse fato pode ser justificado devido à atuação dos microrganismos na degradação da matéria orgânica transformando o nitrogênio amoniacal em nitrato, que é o produto final da degradação do nitrogênio orgânico, apresentando características neutra a alcalina logo no início da compostagem, com redução do teor de matéria orgânica.

Heck et al. (2013) sugerem ainda que a relação C/N e o valor de pH podem estar relacionados já que o amônio resultante da degradação de compostos nitrogenados pode provocar aumento nos valores de pH.

Com relação ao pH nos dois tratamentos, observou-se que os valores encontrados no composto final foram neutro a alcalino. Para Costa et al. (2005), pH neutro a alcalino no final da compostagem são considerados valores de composto orgânico estabilizado, maturado e que ambos estão de acordo com os valores recomendados para uso na agricultura, que, segundo a Portaria nº 1/1983 do Ministério da Agricultura, o valor mínimo do pH é em torno de 6,0 com tolerância até 5,4.

Resultados semelhantes de pH foram encontrados por Cunha-Queda et al. (2003) e Heck et al. (2013), trabalhando com (resíduos vegetais provenientes de mercado hortofrutícolas) e (resíduos orgânicos domiciliares, podas de árvores e lodo de esgoto) respectivamente.

Silva et al. (2011) corroboram informando que em suas pesquisas de compostagem com macrófitas aquáticas no tratamento com (100% *Salvinia auriculata*), os valores de pH iniciais foram básicos, finalizando com característica neutro dando uma aparência de um composto orgânico maturado e estabilizado.

Nutrientes

Quanto ao teor de nutrientes, houve diminuição dos valores do teor de matéria orgânica, carbono total, nitrogênio total e relação carbono/nitrogênio (Tabela 15).

Tabela 15. Concentração de nutrientes presentes durante o processo de compostagem.

Tratamentos Dias/Nutrientes	<i>Salvinia auriculata</i>					<i>Cabomba caroliniana</i>				
	0	15	30	60	90	0	15	30	60	90
MO (%)	24,3	21,8	14,4	15,3	14,6	20,6	15	13,8	14,2	14,6
Nitrogênio (%)	1,3	1,5	1,4	1,3	1,3	2,5	1,5	1,2	1,1	1,1
Carbono (%)	13,5	12,1	8,0	8,4	7,9	11,8	8,3	7,6	7,8	7,9
C/N	10:1	8:1	6:1	6:1	6:1	6:1	6:1	6:1	7:1	7:1

Pelos resultados obtidos, o teor de matéria orgânica em relação ao tempo, nos tratamentos com *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*, apresentou comportamento semelhante. Os baixos valores iniciais de matéria orgânica no tempo (0) podem estar relacionados à própria característica da matéria prima que, segundo Kiehl (1985), os vegetais apresentam exclusivamente de celulose e hemicelulose, que além de serem pobres na relação C/N, são materiais que possuem cerca de 60 a 80% de água em sua composição.

Os valores iniciais de matéria orgânica encontrada foram 24,3 % no tratamento com *Salvinia auriculata* e 20,6% em *Cabomba caroliniana*. Segundo (KIEHL 1985), esses valores não estão de acordo com o estabelecido pela legislação brasileira, que exige no mínimo uma taxa inicial de 40% para a estabilização da matéria orgânica. No entanto, observou-se que houve redução no teor de matéria orgânica nos dois tratamentos, alcançando a faixa de aproximadamente 15% com 30 dias, estabilizando-se no final da compostagem com esses valores. De tal fato infere-se que essa evolução ocorreu naturalmente, transformando a matéria orgânica compostável em material mineralizado com redução do volume das pilhas.

Acredita-se que esta situação ocorreu em virtude da decomposição dos materiais mais facilmente degradáveis pelos microrganismos, como as proteínas, lipídios, carboidratos, logo no início das fases mesofílicas e termofílicas, acelerando a degradação da matéria orgânica nos primeiros 30 dias, com perdas de carbono durante as reações bioquímicas e elevação das temperaturas (KIEHL, 1985; FARIAS, 2001).

Apesar da adição de capim seco como agente estruturante com o objetivo de aumentar a disponibilidade de matéria orgânica durante a compostagem, este parâmetro não foi um bom indicador para avaliar a biodegradabilidade final do composto. Para Teixeira (2012), baixas concentrações de matéria orgânica no composto podem favorecer a perda de nutrientes pela rápida liberação para a solução do solo, como também disponibilização de elementos tóxicos, como os metais pesados, para as plantas.

De acordo com a Portaria nº 01 de 04/04/83 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), para o adubo orgânico ser considerado fertilizante orgânico, ele pode apresentar ainda no final uma tolerância de 10 % no teor de matéria orgânica. Pois, de

acordo com Kiehl (1985), a matéria orgânica representa o principal fator de fertilidade do solo.

Barreira et al. (2006) salientam que nem sempre alto teor de matéria orgânica significa que os compostos sejam de boa qualidade. Todavia, um adubo com conteúdo muito baixo de matéria orgânica compromete seu valor de mercado, não oferecendo boa aceitabilidade aos produtores agrícolas.

A matéria orgânica é um componente indispensável para o solo e atualmente tem sido essencial para sua composição, pois ela influencia no pH, nutrientes, microrganismos, compactação, troca catiônica e retenção de água (BUDZIAK et al. 2004; ANDRADE e COSTA, 2008).

Em relação à evolução do nitrogênio nos tratamentos com *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*, os valores encontraram-se dentro do esperado para o início do processo de compostagem. Em *Salvinia auriculata*, o valor inicial de nitrogênio total foi de 1,3% no tempo (0) correspondente à fase mesofílica, atingindo um maior valor de 1,5% na fase termofílica com 15 dias de compostagem, seguida de significativo decréscimo se estabilizando com 1,3% no final do experimento no prazo de 90 dias.

No tratamento com *Cabomba caroliniana*, o comportamento apresentou-se diferenciado com uma redução linear. Inicialmente apresentou alto valor de nitrogênio total com 2,5% no tempo (0) correspondente à fase mesofílica, seguida de um constante decréscimo, finalizando e se estabilizando com taxas de 1,1 %.

Apesar dos conhecimentos encontrados na literatura de que materiais ricos em celulose são pobres em nitrogênio, os achados nos compostos do presente estudo estão dentro do estabelecido pela legislação brasileira (Portaria nº 1/1983 do Ministério da Agricultura - MAPA), que tolera no mínimo 0,9% de nitrogênio para ser incorporado na agricultura (KIEHL, 1985).

Segundo Goyal et al. (2005), a redução do nitrogênio ocorre devido às perdas durante as transformações do nitrogênio orgânico em formas mineralizadas, como nitrato. Este comportamento ratifica a eficiência dos microrganismos na degradação da matéria orgânica, consumindo o carbono presente no composto com redução do volume do composto orgânico formado por *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana* no prazo final de 90 dias.

O aumento relativo no teor de nitrogênio total inicial talvez seja pela baixa quantidade de matéria orgânica e carbono, já que são materiais mais ricos em nitrogênio. De acordo com Brito (2008), a perda desses materiais através da sua oxidação a CO₂ é bem maior em relação à de nitrogênio consumido pelos microrganismos. Outro fator que pode estar associado aos

valores de nitrogênio é a temperatura da compostagem. Para Teixeira (2012), temperaturas em torno de 55°C evitam a perda de nitrogênio por volatilização.

Portanto, os valores de nitrogênio encontrados indicam que, nesses dois tratamentos, há condições favoráveis para a completa degradação do composto durante o prazo estabelecido condizente com os dados já publicados e que podem ser aplicados na agricultura (KIEHL, 1985; RAUT et al. 2008).

Segundo Kiehl (1985), o alto teor de nitrogênio orgânico pode estar associado à umidade, pois o excesso de água ajuda na retenção de amônia formando hidróxido de amônia, reduzindo as perdas de nitrogênio. Já o decaimento pode ser devido à utilização do nitrogênio pelos microrganismos para as atividades metabólicas, transformando o nitrogênio amoniacal em nitrato, que é a forma disponível para as plantas absorverem como nutrientes.

Para Farias (2001), a redução do teor de nitrogênio total pode estar relacionada com as temperaturas elevadas nas pilhas durante os primeiros 15 dias, período que coincide com a maior atividade metabólica dos microrganismos, já que é um nutriente imprescindível para o seu metabolismo.

Quanto ao carbono total, os dois tratamentos apresentaram comportamentos semelhantes. As concentrações iniciais foram 11,8% para *Cabomba caroliniana* e 13,5% para *Salvinia auriculata*, reduzindo durante todo o processo de compostagem, estabilizando-se no 90º dia com 7,9% nos dois tratamentos. Apesar dos baixos valores encontrados, inicialmente, de carbono nos substratos durante a fase mesofílica e termofílica, esta quantidade foi o suficiente para suprir os microrganismos como fonte de energia na fase ativa para as atividades metabólicas, com redução logo após o 15º dia. Acredita-se, também, que esta redução do carbono total esteja associada à relação C/N inicial das pilhas com teor de nitrogênio maior do que carbono. Segundo Goyal et al. (2005), é normal o decaimento de carbono à medida que a decomposição evolui.

Kiehl (1985) e Kalamdhad e Kazmi (2009) corroboram com os resultados acima, pois, à medida que a compostagem progride, o teor de carbono diminui, em função da perda para o ambiente na forma de dióxido de carbono (CO₂) presente no substrato e da incorporação no corpo celular como fonte de energia pelos microrganismos durante as reações metabólicas.

Provavelmente, a presença do teor de carbono total e nitrogênio serviu para corrigir a deficiência da taxa de matéria orgânica durante o processo de degradação do composto.

Silva et al. (2011) avaliaram a biodegradabilidade da matéria orgânica no período seco e chuvoso com um tratamento composto de 100% macrófitas aquáticas da espécie *Salvinia auriculata*. Os autores encontraram no final da compostagem nitrogênio com (1,1%), carbono

total (10,9%) e matéria orgânica (18,8%) e concluíram que as macrófitas aquáticas constituíram boa matéria prima para compostagem.

De acordo com os dados de caracterização dos resíduos (Tabela 14), verificou-se que os mesmos não apresentaram condições ideais quanto à taxa de matéria orgânica, nitrogênio total, carbono orgânico total e relação carbono/nitrogênio para início da compostagem. Dessa forma, foi introduzido capim seco como agente estruturante na mistura dos substratos para que a relação carbono/nitrogênio se aproxime do ideal e garanta melhores condições para que o processo de compostagem tivesse andamento durante todo o período necessário para a degradação da matéria orgânica.

Ao analisar o teor de C/N, observou-se que a quantidade da adição do agente estruturante ainda não foi o suficiente para aumentar a relação C/N. De acordo com alguns autores, para um eficiente processo, a relação carbono/nitrogênio dos resíduos, no início da compostagem deve-se apresentar na faixa de 25/1 a 40/1 (KIEHL, 1985; CORRÊA et al. 2007). Inicialmente a relação carbono/nitrogênio no tratamento com *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana* foi 10:1 e 6:1 respectivamente (Tabela 15), o que é muito baixo para início de compostagem, segundo dados literários.

Durante o processo, houve redução na relação C/N das pilhas de *Salvinia auriculata* a qual se apresentou no final da compostagem valor de 6:1, e aumento em *Cabomba caroliniana* com 7:1. Isso é justificado pelo fato de o carbono ser perdido mais rapidamente do que o nitrogênio. Esses baixos valores de carbono/nitrogênio podem estar relacionados com a natureza do substrato e do alto conteúdo de água, porém com a elevação da temperatura, atreladas a aeração, alto pH e nitrogênio total, as atividades metabólicas dos microrganismos ocorreram naturalmente com a estabilização da matéria orgânica. Para Paiva (2008), este comportamento é característico de material vegetal.

Baseado na legislação brasileira de nº 01/1983 do Ministério da Agricultura que estabelece que o fertilizante orgânico (composto), para ser comercializado, deva apresentar relação C/N inferior a 18/1 com tolerância de 21/1.

Para Kiehl (1985) e Fialho (2005), a relação carbono/nitrogênio é indicada para avaliar o grau de estabilização da matéria orgânica do ponto de vista do desempenho dos microrganismos, tendo estes os valores finais na faixa de 10:1 e 12:1 adequados para serem incorporados ao solo.

Segundo Kiehl (1985), os valores encontrados são tolerados considerando que houve o processo de mineralização do nitrogênio apresentando características de húmus, como aspecto

escuro, odor e textura dentro do prazo de 90 dias, podendo ser aplicado na agricultura sem causar danos ao solo, às plantas e ao meio ambiente.

Foi observado, durante o processo de compostagem, que houve redução do volume da pilha concomitantemente com a degradação da matéria orgânica (Figura 20).

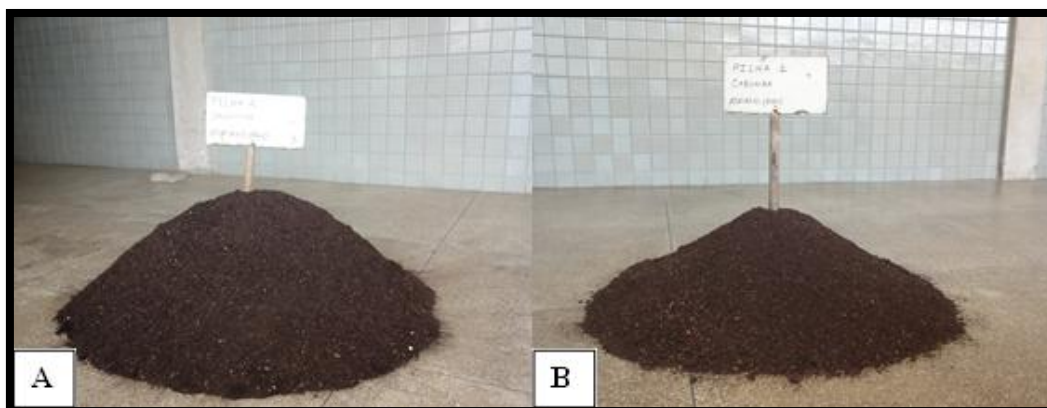


Figura 20. Composto orgânico obtido. (A) *Salvinia auriculata* e (B) *Cabomba caroliniana*

Dessa forma, outros materiais devem ser adicionados na mistura dos substratos para melhorar a relação carbono/nitrogênio, pois, de acordo com Kalamdhad e Kazmi (2009), baixa relação C/N provoca perdas e imobilização de nitrogênio não proporcionando melhores condições de nutrientes e estrutura para o solo. Por outro lado, Goyal et al. (2005) e Raut et al. (2008) corroboram afirmando que, durante a decomposição da matéria orgânica, há perdas de carbono na forma de dióxido de carbono, resultando no aumento de nitrogênio, reduzindo o tempo de compostagem e garantindo a mineralização dos nutrientes.

Fiori et al. (2008) destacam também, em seu trabalho, que os resíduos da agroindústria não apresentaram boas características quanto à relação carbono/nitrogênio com proporções de 13/1 (resíduos vegetais de cereais), 8/1 (Linha verde) e 12/1 (cama de aviário) em suas amostras, permanecendo com estes valores até o final do experimento, implicando, com isso, perdas de nitrogênio por volatilização. No entanto, com as análises dos outros parâmetros, concluíram que o processo de biodegradação ocorreu satisfatoriamente.

2.5 Conclusão

Através do monitoramento das análises físico-químicas, concluiu-se que foi possível produzir composto orgânicos a partir das macrófitas aquáticas das espécies *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana* com potencial capacidade de uso na agricultura, além de

ser uma medida sustentável na gestão dos mananciais hídricos tanto nos centros urbanos como rurais.

2.6 Agradecimentos

Ao apoio financeiro do projeto "Pesquisas Ecológicas de Longa Duração - PELD financiado pelo CNPq, Processo Nº 34/2012 MCTI/CNPq/FAPs e do Laboratório de Saneamento – LABSAN/LABOTEC/UEFS-BA.

2.7 REFERÊNCIAS

ABOUELWAGA, R.; AMIR, S.; SOUABI, S.; WINTERTON, P.; NDIRA, V.; JEAN-CLAUDE, R.; HAFIDI, M. The fulvic acid fraction as it changes in the mature phase of vegetable oil-mill sludge and domestic waste composting. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 6112-6118, 2008.

ANDRADE, J. S.; COSTA, C. A. C. **Análise de substâncias húmicas extraídas de serrapilheira de capoeira e várzea**. VI Seminário de Iniciação Científica da UFRA e XII Seminário de Iniciação Científica da EMBRAPA Amazônia Oriental, 2008.

BARREIRA, L. P.; JUNIOR, A. P.; RODRIGUES, M. S. Usinas de compostagem do Estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, n. 4, p. 385-393, 2006.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. São Paulo: Cetesb, 1986.

BRASIL, Decreto Nº 86.955, de 18 de fevereiro de 1982. **Dispõe sobre a Inspeção e a Fiscalização da Produção e do Comércio de Fertilizantes, Corretivos, Inoculantes, Estimulantes ou Biofertilizantes destinados à Agricultura**. Pelo Decreto-Lei n. 1899, de 1981, que institui taxas relativas às atividades do Ministério da Agricultura. Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1980-1987/decreto-86955-18-fevereiro-1982-436919-publicacaooriginal-1-pe.html>, consultado em 24/02/1017.

BRITO, M. J. C. **Processo de compostagem de resíduos urbanos em pequena escala e potencial de utilização do composto como substrato**. 2008. 127 f. Dissertação (Mestre em Engenharia de Processos). Universidade Tiradentes - Aracaju, Se.

BUDZIAK, C. R.; MAIA, C. M. B. F.; MANGRICH, A. S. Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira. **Revista Química Nova**, v. 27, n.3, p. 399-403, 2004.

CHRONI, C.; KYRIACOU, A.; GEORGAKI, I.; MANIOS, T.; KOTSOU, M.; LASARIDI, K. Microbial characterization during composting of biowaste. **Waste Management**. v. 29, p. 1520-1525, 2009.

CORDEIRO, N. M. **Compostagem de resíduos verdes e avaliação da qualidade dos compostos obtidos - caso de estudo da algar S.A.** 2010. 102 f. Dissertação (Mestre em Engenharia do Ambiente). Universidade Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa.

CORRÊA, R.S.; FONSECA, Y.M.F.; CORRÊA, A.S. Produção de biossólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.11, n.4, p.420-426, 2007.

COSTA, M. S. S. M.; COSTA, L. M.; SESTAK, M.; OLIBONE, D.; KAUFMANN, A. V.; ROTTA, S. R. Compostagem de resíduos da indústria de desfibrilação de algodão. **Engenharia Agrícola. Jaboticabal**, v.25, n.2, p.540-548, maio/ago. 2005.

CUNHA-QUEDA, A. C. F.; VALLINI, G.; SOUSA, R. F. X. B.; DUARTE, E. C. N. F. A. Estudo da evolução de actividades enzimáticas durante a compostagem de resíduos provenientes de mercados horto-frutícolas. In: **Anais do Instituto Superior e Agronomia**, Departamento de Química Agrícola e Ambiental, Lisboa, Portugal, 2003.

EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes.** 2 ed. Brasília-DF, 2009.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2. ed., Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FARIAS, C. A. **Resíduos orgânicos alternativos nos processos de compostagem e vermicompostagem.** 2001. 130 f. Tese (Doutorado em Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, MG.

FIALHO et al. Monitoramento Químico e Físico do Processo de Compostagem de Diferentes Resíduos Orgânicos. **Circular técnica** (29). São Carlos, SP: EMBRAPA, 2005.

FIORI, M. G. S.; SCHOENHALS, M.; FOLLADOR, F.A.C. Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia. **Engenharia ambiental, Espírito Santo do Pinhal**, v.5, n. 3, p. 178-191, 2008.

FRANÇA, F.; MELO, E; OLIVEIRA, I. B.; REIS, A. T. C. C.; ALVES, G. L.; COSTA, M. F. Plantas vasculares das áreas alagadas dos Marimbus, Chapada Diamantina, BA, Brasil. **Hoehnea**, v. 37, n.4, p. 719-730, 2010.

FRITSCH, P. R. C. **A Temperatura como Parâmetro Acessível e Possível de ser Utilizado no Controle do Processo de Compostagem em Municípios de Pequeno e Médio Porte.** 2006. 134 f. Dissertação (Mestre em Ciências). Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.

FUNCH, R. Um guia para a chapada Diamantina. 3 ed. **Nova Civilização**, Cruz da Almas, 2002.

GOYAL, S.; DHULL, S. K.; KAPOOR, K. K. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. **Bioresource Technology**. v. 96, p. 1584-1591, 2005.

HECK, K.; DE MARCO, E. G.; HAHN, A. B. B.; KLUGE, M.; SPILKI, F. R.; SAND, S. T. V. D. Temperatura de degradação de resíduos em processo de compostagem e qualidade

microbiológica do composto final. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.17, n.1, p.54-59, 2013.

KALAMDHAD, A. S.; KAZMI, A. A. Effects of turning frequency on compost stability and some chemical characteristics in a rotary drum composter. **Chemosphere**. v. 74 p. 1327-1334, 2009.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Editora Agronômica Ceres Ltda. São Paulo, 1985.

KIERONSKI, D. B. **Potencial de biodegradabilidade do lodo de esgoto gerado na ete condomínio do município de Feira de Santana-Ba**. 2014. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental) - UEFS, Feira de Santana, Bahia.

MACLEOD, I.; SAVAGE, A. L.; PAHL, O.; BAIRD, J. Decline in microbial activity does not necessarily indicate an end to biodegradation in MSW-biowaste: A case study. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 8626-8630, 2008.

MANOS, M. G. L.; OLIVEIRA, M. G. C.; MARTINS, C. R.; **Informações Técnicas para o Cultivo do Feijoeiro Comum na Região Nordeste Brasileira 2013-2014**. 17a Reunião da Comissão Técnica Norte/Nordeste Brasileira de Feijão – CNTNBF Aracaju, 2012.

MARTINS, D.; COSTA, N. V.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R. Caracterização da comunidade de plantas aquáticas de dezoito reservatórios pertencentes a cinco bacias hidrográficas do estado de São Paulo. **Planta Daninha, Viçosa-MG**. v. 26, n. 1, p. 17-32, 2008.

PAIVA, E. C. R. **Avaliação da compostagem de carcaça de frango pelos métodos da composteira e leiras estáticas aeradas**. 2008. 164 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa.

PEIGNÉ, J.; GIRARDIN, P. Environmental impacts of farm-scale composting practices. **Water, Air, and Soil Pollution**, v.153, p. 45 - 68, 2004.

PRIMO, D. C.; FADIGAS, F. S.; CARVALHO, J. C. R.; SCHMIDT, C. D. S.; FILHO, A. C. S. B. Avaliação da qualidade nutricional de composto orgânico produzido com resíduos de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.14, n.7, p.742-746, 2010.

RAUT, M. P.; PRINCE WILLIAM, S. P. M.; BHATTACHARYYA, J. K.; CHAKRABARTI, T.; DEVOTTA, S. Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste – A compost maturity analysis perspective. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 6512-6519, 2008.

REIS, M. M. F. **Compostagem e caracterização de resíduos vegetais para utilização como substratos hortícolas**. 1997. 335 f. Dissertação (Mestre em Ciências e Tecnologia Agrária). Universidade do Algarve. Unidade de Ciências e Tecnologias Agrárias.

SILVA, A. G.; LEITE, V. D.; SILVA, M. M. P.; PRASAD, S.; FEITOSA, W. B. S. Compostagem aeróbia conjugada de lodo de tanque séptico e resíduos sólidos vegetais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.13, n.4, p. 371-379 out/dez 2008.

SILVA, C. A.; RANGEL, O. J. P.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C. V.; BOEIRA, R. C.; DYNIA, J. F. Dinâmica de metais pesados em latossolo adubado com lodo de esgoto em

plantas de milho. In: **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Embrapa Meio Ambiente**. Jaguariúna. p.45-77, 2006.

SILVA, E.; SANTOS, P. S.; GUILHERME, M. F. S. Chumbo nas plantas: uma breve revisão sobre seus efeitos, mecanismos toxicológicos e remediação. **Agrarian Academy, Centro Científico Conhecer - Goiânia**, v.2, n. 03, p. 2015.

SILVA, J. V. H.; BORGES, A. K. P.; MORAIS, P. B.; PICANÇO, A. P. Compostagem das macrófitas aquáticas: *Salvinia auriculata* e *Eichhornia crassipes* retiradas do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães, Tocantins. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 8, n. 2, p. 074-086, 2011.

SOOD, A.; UNİYAL, P. L.; PRASANNA, R.; AHLUWALIA, A. S. Phytoremediation Potential of Aquatic Macrophyte, Azolla. **AMBIO**, v.41, p. 122-137, 2012.

SYMANSKI, C. S. **Caracterização de bactérias mesófilas presentes em processo de compostagem**. 2005. 113 f. Dissertação (Mestre em Microbiologia Agrícola e do Ambiente). Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

TEIXEIRA, C. **Higienização de lodo de estação de tratamento de esgoto por compostagem termofílica para uso agrícola**. 2012. 143 f. Dissertação (Mestre em Agroecossistema) Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal de Santa Catarina.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo, SP: Oficina de textos, 2008.

VAZ, L. **Incrementação da biotecnologia em compostagem mediante estímulo de decompositores orgânicos: Análise de enzimas decompositoras em resíduos orgânicos produzidos em cervejaria**. 2012. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - Programa de Pós-graduação em Biotecnologia UEFS-BA.

WU, J.; ZENG, H.; YU, H.; MA, L.; XU, L.; QIN. Water and Sediment Quality in Lakes along the Middle and Lower Reaches of the Yangtze River, China. **Water Resour Manage**. 26. p. 3601-3618, 2012.

CAPÍTULO 3 – TRANSLOCAÇÃO DO CHUMBO (Pb) EM *Phaseolus vulgaris* L. (LEGUMINOSAE) CULTIVADOS EM COMPOSTOS ORGÂNICOS PROVENIENTE DE *Salvinia auriculata* Aubl. (SALVINIACEAE) E *Cabomba caroliniana* A. Gray (CABOMBACEAE)

Adriano Lima, Flavio França, Taíse Bomfim de Jesus

Resumo

O feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.) é uma das leguminosas mais cultivadas e consumidas pelos brasileiros, inserindo o país como destaque no agronegócio nos últimos anos. A compostagem tem sido uma das formas de produção de compostos orgânicos que visa atender as características nutricionais do solo de maneiras sustentáveis, evitando a intensa utilização de fertilizantes químicos. Todavia, os compostos orgânicos também podem ser vetor de acúmulo de metais pesados, no solo, com capacidade de serem translocados para as plantas. Este trabalho teve como objetivo caracterizar os nutrientes (K, Mg, Fe, Zn, Mn, Cu e Ni) e metais pesados (Cd e Pb) nos substratos provenientes das macrófitas aquáticas, *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*, e determinar a concentração de (Pb) nos grãos de feijão. O experimento foi conduzido na Casa de Vegetação, localizada no campus da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS-BA). As amostras de composto e de feijão foram submetidas à digestão ácida. As análises foram realizadas por Espectrofotometria de Absorção Atômica de Chama (FAAS). Quanto aos macro e micronutrientes, percebeu-se que os teores encontrados no composto estudado apresentam viabilidade para utilização agrícola. Apenas o metal pesado Pb foi detectado nos substratos e translocados para os grãos de feijão com limites acima do permitido pela legislação brasileira. Concluiu-se que os teores de macro e micronutrientes presentes nos tratamentos permitiram o crescimento, desenvolvimento e produção do feijão, porém a presença do Pb nos grãos impossibilitou o uso deste composto orgânico em culturas do feijoeiro.

Palavras-chave: Compostagem. Nutrientes. Metais pesados. Toxicidade.

CHAPTER 3 – TRANSLOCATION OF LEAD (Pb) IN *Phaseolus vulgaris* L. (LEGUMINOSAE) CULTIVATED IN ORGANIC FERTILIZERS ORIGINATING FROM *Salvinia auriculata* Aubl. (SALVINIACEAE) AND *Cabomba caroliniana* A. Gray (CABOMBACEAE)

Adriano Lima, Flavio França, Taíse Bomfim de Jesus

Abstract

The common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) is one of the most grown and consumed legumes by Brazilians, featuring the country as a highlight in agribusiness in the recent years. Composting has been one of the forms of production of organic fertilizers which aims to meet the nutritional characteristics of the soil in sustainable ways, avoiding the intense use of chemical fertilizers. However, the organic fertilizers can also be an accumulation vector of heavy metals in the soil with the ability to be translocated to plants. This work aimed to characterize the nutrients (K, Mg, Fe, Zn, Mn, Cu and Ni) and heavy metals (Cd and Pb) in the substrates stemming from the aquatic macrophytes, *Salvinia auriculata* and *Cabomba caroliniana*, and to determine the concentration of (Pb) in bean grains. The experiment was conducted in a greenhouse located on the campus of the State University of Feira de Santana (UEFS-BA). Composite samples and beans were subjected to acid digestion. The analyses were performed through an atomic absorption spectrophotometer (FAAS). As for the macro and micro-nutrients, it was noticed that the contents found in the studied composites present feasibility for agricultural use. Only the heavy metal, Pb, was detected in the substrates and translocated to the bean grains above the limits permitted by the Brazilian legislation. It was concluded that the concentrations of macro and micronutrients present in the treatments allowed the growth, development and production of the beans. However, the presence of Pb in the grains made impossible the use of this organic compound in bean cultures.

Key-words: Composting. Nutrients. Heavy metal. Toxicity.

3.1 Introdução

Historicamente o Brasil tem sido destaque como o maior produtor de feijão do mundo apesar de as projeções de área plantada terem sofrido redução de 7,1%, na primeira safra,

0,4% na segunda safra e 16,5% na terceira safra com relação aos períodos de 2015/2016. Tais reduções de área plantada de feijão no país se devem à implantação de outras culturas no ciclo do agronegócio brasileiro, como a soja e o trigo, além das intempéries climáticas (CONAB, 2016; IBGE, 2016).

O feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.) é a espécie mais cultivada e consumida do gênero *Phaseolus*, constituindo o principal alimento da dieta dos brasileiros, quando comparado com outras leguminosas, tais como lentilha, ervilha, grão de bico etc. Sua importância na culinária deve-se ao conhecimento do seu uso medicinal, benefício que fez com que seja um produto bastante cultivado, consumido e comercializado de alto valor econômico (LIMA, 2008; LIN et al. 2008; JASPER, 2010; BARROS, 2011; VANIER, 2012; KUMAR e CHOPRA, 2014).

Devido ao interesse de garantir a continuidade e aumentar a produção de grãos para atender a crescente demanda populacional, os produtores rurais utilizam fertilizantes químicos por causa dos baixos teores de micro e macronutrientes nos solos brasileiros (FRITSCH, 2006).

Contudo, segundo Barros (2011), Nogueira (2012), Nacke et al. (2013) e Vanier (2012), o uso de fertilizantes de origem química no manejo agrícola associado aos fungicidas e praguicidas tem aumentado no Brasil, nos últimos anos, com grande intensidade, trazendo, ao longo do tempo, consequências negativas para o ambiente com a diminuição do estoque de matéria orgânica no solo, a alteração dos ciclos biogeoquímicos, contaminação nos corpos hídricos além de problemas na saúde pública.

Dentre os elementos químicos, estão os metais pesados, como chumbo (Pb), que, mesmo em concentrações baixas, podem causar sérios riscos à saúde dos homens e animais, como também a presença dos micronutrientes níquel (Ni), cobre (Cu), manganês (Mn) e zinco (Zn), que, apesar de serem essenciais na fertilidade do solo e, conseqüentemente na produtividade agrícola, podem ser tóxicos para os vegetais e animais quando em excesso (PROSAB, 1999; REIS, 2002; FRITSCH, 2006; GUALA et al. 2010; NACKE et al. 2013).

Nacke et al. (2013), estudando os fertilizantes químicos comerciais a base de zinco, concluíram aumento na concentração de metais pesados (Cd, Pb e Cr) no solo que pode resultar risco de contaminação na cadeia alimentar.

Uma das estratégias para reduzir o elevado consumo de fertilizantes químicos consiste na incorporação de composto orgânico, proveniente dos processos de compostagem, a qual tem sido utilizada com grande importância nas propriedades agrícolas, uma vez que é um produto degradado e estabilizado com condições sanitárias adequadas e com grande potencial

agronômico. Além disso, o uso desse material visa melhorar a estrutura, a compatibilidade e retenção de água do solo, bem como fornecedor de nutrientes para as plantas (BUDZIAK et al. 2004; GOYAL et al. 2005).

Dessa forma, visando os cuidados com o meio ambiente e à preocupação com a saúde, cresce o número de medidas ecológicas e sustentáveis nas comunidades rurais, tais como a produção de compostos orgânicos a partir da compostagem, que, além de contribuir com a geração de mão de obra, fortalece diretamente a sustentabilidade da agricultura familiar através da produção orgânica (NASCIMENTO, 2004; CHENG et al. 2007; PRIMO et al. 2010; FILHO, 2013; ALMEIDA et al. 2014; SMIRI et al. 2015; KHAN et al. 2015).

Tais medidas corroboram com os objetivos da agroecologia que visa o uso dos recursos renováveis acessíveis, com impactos benéficos ao meio ambiente, sem alterar as condições naturais do local, além de manter a capacidade produtiva, a utilização do conhecimento local, produção de mercadorias para consumo interno e externo, bem como a preservação dos recursos genéticos vegetais (LIMA, 2008; NODARI e GUERRA, 2015).

Nos últimos anos, tem aumentado a variedade de matéria prima nos processos de compostagem, entre eles encontra-se o uso de macrófitas aquáticas *Salvinia auriculata* Aubl. e *Cabomba caroliniana* A. Gray. Essas macrófitas podem proporcionar grandes fornecedores de nutrientes para o solo, no entanto pode ser potencial fonte de contaminação nos produtos agrícolas (EBRAHIMPOUR e MUSHRIFAH, 2008; OLETTE et al. 2008; WOLFF et al. 2009a; WOLFF et al. 2009b; CHATHURANGA et al. 2013; ALMEIDA et al. 2014; BICKEL e SCHOOLER, 2015).

Contudo, quando os adubos orgânicos com elevadas concentrações de metais pesados são incorporados ao solo, interação dos metais com a areia, silte ou argila, podem facilitar a biodisponibilidade dos elementos para as raízes das plantas, serem absorvidos e translocados para as partes aéreas em concentrações altas como grãos e sementes (FARIAS, 2001).

Apesar de no Brasil, haver normas de segurança alimentar que estão sob recomendação da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (BRASIL/2013) por meio da Resolução - RDC nº- 42, de 29 de agosto de 2013 que estabelece limites máximos de contaminantes inorgânicos nos alimentos, é extremamente importante caracterizar quimicamente os compostos orgânicos utilizados como fertilizantes agrícolas, já que os grãos de alguns vegetais, como *Phaseolus vulgaris*, são utilizados como fonte de alimento e que podem por em risco a saúde do homem e dos animais via cadeia alimentar (KIEHL, 1985; FARIAS, 2001; SYMANSKI, 2005; SILVA et al. 2006; CHENG et al. 2007; NOGUEIRA et

al. 2007; KABATA-PENDIAS, 2010; YADAV, 2010; LEITE e ZAMPIERON, 2012; TEXEIRA, 2012; NACKE et al. 2013; SI et al. 2015; SMIRI et al. 2015).

A ingestão de alimentos contaminados por metais pesados é potencialmente perigosa para a saúde humana podendo ocasionar efeitos agudos e crônicos, podendo resultar em problemas, como diminuição das defesas imunológicas, retardo no crescimento, disfunções psicossociais, diarreia, náuseas, doenças pulmonares, anemia, distúrbios renais, doenças de pele, câncer e efeito mutagênico (LEE, 1999; SILVA et al. 2007; GUALA et al. 2010; KABATA-PENDIAS, 2010; BAIRD, 2011; ATKINS e JONES, 2012; KHAN et al. 2013; MARQUES, 2015; KHAN et al. 2015).

Diante deste contexto, o objetivo desse trabalho é caracterizar os compostos orgânicos provenientes das macrófitas aquáticas *S. auriculata* e *C. caroliniana* utilizadas como substrato na compostagem e determinar o teor de chumbo (Pb) nos grãos do feijão comum (*Phaseolus vulgaris L.*).

3.2 Material e Métodos

O presente estudo foi realizado em Casa de vegetação, localizada na área do campus da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS-BA), no período de julho a outubro de 2016. A área possui uma estrutura de aço, com cobertura de polietileno, protegida lateralmente por tela de sombreamento permitindo a circulação do ar. A escolha do local foi com o objetivo de não haver grandes interferências climáticas, como também evitar a lixiviação dos substratos com as perdas dos nutrientes durante os períodos chuvosos (Figura 21).



Figura 21. Casa de vegetação – Campus UEFS.

Foto: Adriano Lima (2016)

Foi utilizada a cultura do feijão no experimento, por ser uma planta de ciclo relativamente curto, apresentar pequeno porte, além de ser produtora de grãos utilizados como fonte de alimento. Além disso, o feijão é uma cultura regional importante, sendo a região rural de Feira de Santana farta em ambientes lânticos com alta riqueza de macrófitas. As sementes de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) utilizadas no experimento foram da variedade denominada “carioquinha”, adquirida no centro de abastecimento de cereais, por ser uma das variedades mais cultivadas e consumidas no Brasil (VANIÉR, 2012).

3.2.1 Instalação e montagem do experimento

Foram utilizados, nos tratamentos, adubos orgânicos produzidos a partir de *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*, pelo processo de compostagem, húmus de minhoca e areia lavada, conforme a seguir:

Tratamento 01: Substrato (*Salvinia auriculata*) + areia lavada

Tratamento 02: Substrato (*Cabomba caroliniana*) + areia lavada

Tratamento 03: Húmus + areia lavada

Tratamento 04: Controle: Areia lavada

Inicialmente, as sementes de feijão foram submetidas à germinação em sementeiras confeccionadas em copos descartáveis de 250 mL contendo areia lavada, sendo esta considerada um material que pode apresentar baixo teor de metais pesados. Para a germinação

das plantas, foram selecionadas sementes maiores e mais vigorosas e distribuídas três em cada copo (Figura 22). Para Silva et al. (2014) e Zucareli et al. (2015), é extremamente importante selecionar as sementes maiores por apresentar maior quantidade de tecidos de reserva e originar plântulas mais nutridas com qualidade fisiológica para produzir plantas mais vigorosas e saudáveis para o completo ciclo do vegetal e, com isso, elevar o rendimento da cultura.



Figura 22. Sementeira.
Foto: Adriano Lima (2016)

A proporção da mistura em cada vaso foi de 2 litros de areia lavada para cada litro de substrato devido à quantidade produzida do composto. Decorridos os primeiros 15 dias do plantio, foi realizado o transplante das plântulas para vasos definitivos com profundidade de 20 cm de altura e 19 cm de diâmetro. Na base dos vasos foram feitos orifícios de forma a facilitar a drenagem durante a irrigação. Em seguida, os vasos foram distribuídos aleatoriamente no interior da casa de vegetação para que todos os tratamentos fossem submetidos às diversas condições do ambiente (Figura 23).



Figura 23. Plantio definitivo
Foto: Adriano Lima (2016)

Após o 30º dia do experimento, foi realizado um desbaste, permanecendo duas plantas em cada vaso, sendo escolhidas as mais vigorosas e saudáveis, ficando até o final da colheita. No final cada tratamento conteve 12 vasos, ou seja, 24 plantas por tratamento. Durante o experimento, a temperatura no interior da casa de vegetação variou entre 22 °C a 29 °C. A irrigação das plantas foi realizada manualmente, controlando as dosagens de forma uniforme para todos os tratamentos.

Antes da montagem do plantio definitivo, foram caracterizadas as amostras dos substratos de cada tratamento, determinando o pH, os teores de macronutrientes (K e Mg), micronutrientes (Fe, Mn, Zn, Cu e Ni) e os metais pesados (Pb e Cd). Após a colheita foi analisado apenas o metal pesado chumbo nos grãos de feijão. As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento do Departamento de Tecnologia (UEFS-BA) segundo a metodologia da (EMBRAPA, 2009).

3.2.2 Parâmetros físico-químicos analisados

Potencial hidrogeniônico (pH)

Para análise de pH, foram retirados 10 g de amostras e acondicionados em um Becker de 100 mL. Em seguida, adicionaram-se 50 mL de água destilada e deionizada, agitando e

deixando em repouso por 1 hora. Posteriormente fez-se a análise utilizando um pH-metro de bancada da marca (Quimis). Os procedimentos analíticos foram baseados na metodologia da (EMBRAPA, 2009).

Macro-micronutrientes e metais pesados

Antes de serem colocadas nos vasos, foram realizadas a mistura das amostras dos substratos de cada tratamento, retirados 0,5 g e adicionados em um becker de teflon. Posteriormente, adicionaram-se 10 mL de ácido nítrico (HNO_3) a 50 %, e as amostras foram submetidas à temperatura de 95 °C por 15 minutos cobertas com vidro relógio. Em seguida, adicionaram-se 5 mL de ácido nítrico (HNO_3) concentrado, continuaram cobertas sobre aquecimento por mais 30 minutos até cessar os vapores castanhos. Logo após, foram esfriadas, adicionaram-se 2 mL de água destilada e deionizada e 3 mL de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) a 30%. Ainda cobertas com vidro relógio as amostras foram submetidas para digestão ácida numa temperatura de 95 °C por duas horas e posteriormente adicionaram-se 5 mL de ácido clorídrico (HCl) concentrado e 10 mL de água deionizada sob temperatura de 120 °C por mais 15 minutos.

Logo após a digestão, todas as amostras foram filtradas em papel de filtro de 0,45 mm, avolumadas com água ultra-pura e armazenadas em balões de 50 mL para posterior análise. Os procedimentos analíticos foram baseados na metodologia da Embrapa (2009).

Para as análises dos grãos de feijão, todo o material correspondente de cada tratamento foi triturado em moinho do tipo IKA A11 basic S32, pesados 0,5 g e colocados em um tubo digestor. Em seguida, adicionaram-se 8 mL de uma mistura de ácido nítrico (HNO_3) e ácido perclórico (HClO_4) na proporção de 3:1, mantendo em repouso no período de 3 a 4 horas. As amostras foram submetidas à digestão ácida em um bloco digestor, aquecendo a temperatura gradativamente até 120 °C até cessarem os vapores castanhos de Nitrito (NO_2), que durou aproximadamente de 3 a 4 horas.

Após o processo de digestão, todas as amostras foram filtradas em papel de filtro de 0,45 mm, avolumadas com água ultra-pura e armazenadas em balões de 25 mL para posterior análise.

As concentrações de metais pesados totais (Pb e Cd) e macro e micronutrientes (K, Mg, Mn, Fe Ni, Cu e Zn) dos substratos de cada tratamento e nos grãos de feijão foram determinadas por Espectrometria de absorção atômica de chama (FAAS) da marca Avanta GBC, modelo HG-3000 chama ar-acetileno, no Laboratório de Saneamento do Departamento

de Tecnologia (UEFS-BA). Para garantir a precisão dos resultados, foram utilizados padrões de referência, branco e leitura triplicatas das amostras. Os resultados foram expressos em mg.Kg^{-1} .

Construiu-se uma curva de calibração para cada elemento de interesse, com quatro soluções analíticas de concentrações 0,1 mg.L, 0,2 mg.L, 0,5 mg.L, e 1,0 mg.L, em balões de 50 mL, a partir de soluções de concentrações de 1.000 mg.L^{-1} da marca Specsol acidificadas e avolumadas com água deionizada e ultra-pura. Utilizou-se um branco analítico somente com água deionizada e ultra-pura. Foram aceitas curvas analíticas com linearidade acima de 0,96. Os limites de detecção foram (0,06 mg.Kg^{-1} Chumbo), (0,007 mg.Kg^{-1} Zinco), (0,002 mg.Kg^{-1} Cádmio), (0,008 mg.Kg^{-1} Cobre), (0,03 mg.Kg^{-1} Níquel), (0,05 mg.Kg^{-1} Cromo), (0,006 mg.Kg^{-1} Manganês), (0,05 mg.Kg^{-1} Ferro), (0,003 mg.Kg^{-1} Magnésio), (0,004 mg.Kg^{-1} Sódio), (0,008 mg.Kg^{-1} Potássio) (OSORIO NETO, 1996).

3.3 Delineamento Estatístico

O tratamento estatístico adotado foi a Análise de Variância (ANOVA) por meio do programa estatístico SISVAR, através das médias comparadas pelo teste Tukey a 5% de significância entre as concentrações dos metais pesados presentes em cada tratamento.

3.4 Resultados e Discussão

A Tabela 16 apresenta os valores médios e o desvio padrão dos macronutrientes (K e Mg), micronutrientes (Fe, Mn, Zn, Cu e Ni) e metais pesados (Pb e Cd) nos substratos dos seguintes tratamentos: tratamento 01- *Salvinia auriculata* + areia lavada; tratamento 02 – *Cabomba caroliniana* + areia lavada; tratamento 03 - Humús + areia lavada; tratamento 04 – areia lavada.

Tabela 16. Características físico-químicas do substrato de cada tratamento (mg.Kg⁻¹)

Nutrientes	Tratamento 01 <i>Salvinia auriculata</i> + areia lavada Média ± DP	Tratamento 02 <i>Cabomba caroliniana</i> + areia lavada Média ± DP	Tratamento 03 Húmus + areia lavada Média ± DP	Tratamento 04 Areia lavada Média ± DP
pH	7,1 ± 0,1	7,3 ± 0,1	7,7 ± 0,1	6,2 ± 0,1
K	2.556,0 ± 250,0 ^a	1.110,0 ± 75,3 ^b	932,0 ± 69,8 ^b	568,7 ± 62,7 ^c
Mg	437,4 ± 32,5 ^a	132,0 ± 28,6 ^b	341,0 ± 40,9 ^a	435,9 ± 49,0 ^a
Fe	1.866,0 ± 30,5 ^b	2.733,0 ± 208,0 ^a	1.766,0 ± 152,7 ^b	1.666,0 ± 125,8 ^b
Mn	39,6 ± 5,5 ^a	43,3 ± 2,5 ^a	16,0 ± 1,7 ^b	20,0 ± 1,0 ^b
Zn	74,0 ± 7,2 ^a	77,6 ± 5,7 ^a	84,0 ± 8,1 ^a	40,6 ± 2,0 ^b
Cu	1,6 ± 0,6 ^b	2,0 ± 0,0 ^b	6,6 ± 1,5 ^a	ND
Ni	9,0 ± 1,0 ^a	9,6 ± 2,5 ^a	8,0 ± 0,0 ^a	3,3 ± 1,5 ^b
Pb	15,6 ± 0,6 ^a	11,0 ± 1,7 ^b	14,3 ± 2,5 ^{ab}	6,3 ± 0,58 ^c
Cd	ND	ND	ND	ND

Dados das médias com letras minúsculas iguais não diferem significativamente e letras minúsculas diferentes juntas (a e b), representam proximidades entre os valores. Letras diferentes (a e b) separadas indicam que são estaticamente diferentes entre os tratamentos pelo Teste Tukey ao nível de significância de 0,05%.

ND = Não detectado

O metal potássio foi o nutriente que se destacou significativamente em termos quantitativos no tratamento *Salvinia auriculata* + areia lavada (2.556 mg.kg⁻¹) em relação aos demais tratamentos. Esse fato pode ser justificado por ser um elemento muito móvel na planta e encontrado em grandes concentrações nos tecidos (MALAVOLTA et al. 1974). Nos tratamentos *Cabomba caroliniana* + areia lavada (1.110 mg.kg⁻¹) e húmus + areia lavada (932 mg.kg⁻¹) apresentaram-se estatisticamente semelhantes. Segundo Kiehl (1985) e Farias (2001), a disponibilidade do potássio está relacionada com a decomposição do resíduo, uma vez que é adsorvido na matéria orgânica e faz parte dos componentes celulares dos microrganismos vivos e, por esse motivo, é disponível em maior quantidade nos substratos. Já no tratamento areia lavada (568,7 mg.kg⁻¹), obteve-se o menor teor do elemento. Para Malavolta et al. (1974), a retenção do potássio é maior na fração orgânica do solo. A deficiência de potássio no substrato possibilita o surgimento de sintomas, dentre eles, alterações no desenvolvimento, caule pequeno e delgado, poucas flores e vagens com poucas sementes, clorose e necrose nas folhas (KIEHL, 1985; KIRKBY e RÖMHELD, 2007; LEITE e ZAMPIERON, 2012).

Quanto ao magnésio, os tratamentos 01 (*Salvinia auriculata* + areia lavada), 03 (húmus + areia lavada) e 04 (Areia lavada), conforme análise de variância, apresentaram-se estatisticamente semelhantes com (437,4 mg.kg⁻¹), (341 mg.kg⁻¹) e (435,9 mg.kg⁻¹)

respectivamente. Apresentou-se o menor teor de magnésio no tratamento 02 (*Cabomba caroliniana* + areia lavada) com (132 mg.kg⁻¹).

Esse resultado pode ser provavelmente devido à macrófita *Cabomba caroliniana*, apresentar baixo teor de matéria orgânica, e ter absorvido menor teor de magnésio, apresentando menor concentração nos tecidos para serem mineralizadas durante o processo de compostagem.

Segundo Kiehl (1985), solos arenosos, pobres em argila e húmus, são deficientes em magnésio se neles não houver minerais originados em sua composição, pois a matéria orgânica é a principal fornecedora desse elemento para as plantas. De acordo com Cakmak e Yazici (2010), sintoma de carências do nutriente nas plantas ocorre geralmente nas folhas com clorose e necrose.

A concentração do ferro foi significativamente maior no tratamento 02 (*Cabomba caroliniana* + areia lavada) com (2.733 mg.kg⁻¹). Segundo Malavolta et al. (1974), nos solos existem maiores concentrações de ferro do que outros micronutrientes. O fato de ter maior teor de ferro no tratamento 02, pode estar atribuída ao hábito de vida da macrófita ser fixo no sedimento.

O ferro é encontrado em maior quantidade nos solos como óxido de ferro, e a decomposição e ação dos microrganismos presentes na matéria orgânica facilitam a disponibilidade do elemento para ser absorvido pelas raízes. Quanto aos tratamentos 01 (*Salvinia auriculata* + areia lavada) (1.866 mg.kg⁻¹), 03 húmus + areia lavada (1.766 mg.kg⁻¹), e 04 (areia lavada) (1.666 mg.kg⁻¹), foram estatisticamente semelhantes. Para Kumar e Chopra (2014), o ferro é um micronutriente essencial para a sobrevivência e proliferação de todas as plantas. Os primeiros sintomas de deficiência do ferro são constatados nas folhas jovens com o aparecimento de clorose (KIEHL, 1985; KIRKBY e RÖMHELD, 2007; KABATA e PENDIAS, 2010; KUMAR e CHOPRA, 2014).

Quanto ao metal zinco, foi observado que os tratamentos 01 (*Salvinia auriculata* + areia lavada), 02 (*Cabomba caroliniana*) e 03 (húmus + areia lavada) apresentaram-se estatisticamente semelhantes com valores (74 mg.kg⁻¹), (77,6 mg.kg⁻¹), (84 mg.kg⁻¹) respectivamente. Isto pode ser justificado, segundo Kiehl (1985), porque a matéria orgânica tem capacidade de adsorver fortemente o zinco, principalmente em pH neutro a alcalino, conforme apresenta na tabela 16. Já o tratamento 04 com areia lavada foi o que apresentou menor teor de zinco (40,6 mg.kg⁻¹). Conforme Malavolta et al. (1974), a quantidade de zinco varia no solo e na água e sua disponibilidade para as plantas é dificultada em pH acima de 7.

Conforme Kirkby e Römheld (2007), o íon Zn^{+2} nas plantas funciona na ativação das enzimas, na integridade e permeabilidade das membranas, além de participar do metabolismo das proteínas, carboidratos e dos fotossistemas II e I. De acordo com Kabata e Pendas (2010), sua toxidez nas plantas é pronunciada na faixa de 100 a 400 $mg.kg^{-1}$.

Em trabalho realizado por Kumar e Chopra (2014) com plantio de (*Phaseolus vulgaris* L.) em resíduos de lodo de esgoto, observou-se que a translocação do Fe e Zn nas plantas está correlacionada com a matéria orgânica.

O manganês apresentou-se estatisticamente semelhante nos tratamentos 01 (*Salvinia auriculata* + areia lavada) ($39,6 mg.kg^{-1}$) e 02 (*Cabomba caroliniana*) ($43,3 mg.kg^{-1}$) diferindo dos tratamentos 03 (húmus + areia lavada) ($16 mg.kg^{-1}$) e 04 (areia lavada) ($20 mg.kg^{-1}$) que apresentaram resultados próximos. Conforme Malavolta et al. (1974), o manganês pode não ser assimilável em solo com muita matéria orgânica e alto pH devido à formação de complexos insolúveis. Segundo Kiehl (1985), ion Mn^{+2} é a forma absorvida pelas raízes. Deficiência do micronutriente nos solos pode ocasionar clorose nas folhas e necrose nas raízes. Geralmente a toxidez do manganês na maioria das plantas é mais pronunciada na faixa de 400 - 1000 $mg.kg^{-1}$ (KIRKBY e RÖMHELD, 2007; KABATA e PENDIAS, 2010).

O níquel foi estatisticamente semelhante nos tratamentos 01 (*Salvinia auriculata* + areia lavada) ($9,0 mg.kg^{-1}$), 02 (*Cabomba caroliniana*) ($9,6 mg.kg^{-1}$) e 03 (húmus + areia lavada) ($8,0 mg.kg^{-1}$) diferindo do tratamento 04 (areia lavada) ($3,3 mg.kg^{-1}$) que apresentou menor valor. Kabata e Pendas (2010) salientam que a matéria orgânica tem grande capacidade de adsorver o níquel. Provavelmente, devido à granulometria areosa do substrato no tratamento 04, foi detectada menor retenção do Ni, disponibilizando menor quantidade desse elemento para as plantas.

Concentrações críticas de toxidez do íon Ni^{+2} , na maioria das espécies vegetais, encontram-se entre 10 $mg.kg^{-1}$ e 100 $mg.kg^{-1}$, o que pode ocasionar desordem na membrana celular, desequilíbrio no balanço de nutrientes, bem como apresentar sintomas, como clorose e necrose, nas folhas (KIRKBY e RÖMHELD, 2007; KABATA e PENDIAS, 2010; YADAV, 2010; KHAN et al. 2013).

Segundo Campanharo (2010), a disponibilidade do níquel para as plantas é regulada pela capacidade de adsorção entre o micronutriente e as superfícies do solo.

Campanharo (2010) observou sintomas de toxidez de níquel, como clorose, manchas acinzentadas no limbo e necrose em feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivar pérola quando submetidas a concentrações de (0; 20; 40; 60 e 100 $mg.L^{-1}$ de Ni). O Experimento foi

desenvolvido em casa de vegetação na Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes – RJ. Ainda segundo a autora, foi observado que o metal níquel apresentou grande mobilidade no interior da planta.

Em relação ao metal cobre, o tratamento 03 (húmus+areia lavada) com (6,6 mg.kg⁻¹) apresentou o maior valor. Enquanto os tratamentos 01 (*Salvinia auriculata* + areia lavada) (1,6 mg.kg⁻¹) e 02 (*Cabomba caroliniana*) (2,0 mg.kg⁻¹) apresentaram valores semelhantes. O baixo valor de cobre nos tratamentos 01 e 02 pode ser provavelmente as características granulométricas dos sedimentos ser do tipo areia média, que por apresentar pouca capacidade de adsorver o elemento, disponibiliza quantidades menores para serem absorvidas pelas macrófitas. Segundo Malavolta et al. (1974), Kiehl (1985), Zeitouni (2003) e Kabata e Pendias (2010), o cobre é um micronutriente, que também é fortemente retido no húmus e na matéria orgânica por complexação com minerais de argila, proteínas e humato e na presença de pH na faixa de 7,0 e 8,0, não é facilmente deslocado ou perdido por lixiviação, tornando-se menos disponível para as plantas.

Já no tratamento 04 (areia lavada) não foi detectado o metal cobre. Esse fato pode ser justificado pela textura granulométrica do solo ser do tipo arenoso, que é geralmente baixo. Outro fato que pode ser justificado é devido o método utilizado da análise não ser detectado pelo aparelho (MALAVOLTA et al. 1974; KABATA e PENDIAS, 2010).

Trabalhos realizados por Mendes et al. (2010) concluíram que foram detectados maiores teores de cobre na camada superficial de solo agrícola, em virtude do maior aporte de matéria orgânica.

De acordo com Kiehl (1985) e Khan et al. (2015), as plantas absorvem o cobre na forma iônica Cu⁺² e sua disponibilidade depende da natureza e conteúdo de matéria orgânica, do tipo e do teor de mineral de argila e do pH do solo. O cobre é um micronutriente importante na planta, pois atua na assimilação do CO₂ e na síntese de ATP, componentes de várias proteínas do sistema fotossintético, na cadeia de transporte de elétrons (YADAV, 2010). Sintomas de toxidez são visíveis nas plantas, tais como: clorose, necrose, distorção foliar, apresenta menor crescimento e funcionamento anormal das raízes, redução na produção de grãos, sementes e frutos em virtude do excesso do nutriente no solo (ZANCHETA et al. 2011). Conforme Kabata e Pendias (2010), teores entre 20 e 100 mg.kg⁻¹ são considerados tóxicos para alguns vegetais.

No caso do metal pesado chumbo, foram significativamente semelhantes os tratamentos 01 (*Salvinia auriculata* + areia lavada) (15,6 mg.kg⁻¹) e 03 (húmus + areia lavada) (14,3 mg.kg⁻¹) e significativamente próximos os tratamentos 02 (*Cabomba caroliniana* +

areia lavada) (11 mg.kg^{-1}) e 03 (húmus + areia lavada) ($14,3 \text{ mg.kg}^{-1}$). Já o tratamento controle (04) (areia lavada), apresentou menor valor ($6,3 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Kabata e Pendias (2010) e Lima e Meurer (2013) salienta que o chumbo tem grande afinidade de ser acumulada na matéria orgânica e que sua absorção pelas plantas vai depender do teor de concentração do metal e da forma que se encontra no solo. Porém, é um metal que pode ser absorvido tanto em baixas como em altas concentrações, apesar de ser o elemento menos móvel no solo.

Para Kabata e Pendias (2010) e Yadav (2010), teores entre 30 e 300 mg.kg^{-1} são considerados tóxicos para alguns vegetais. Sintomas, como alterações na morfologia, crescimento e processos fotossintéticos das plantas, são detectados, além de inibição das atividades enzimáticas e alteração na permeabilidade das membranas.

Dentre os metais pesados analisados, não foi detectado o cádmio nos substratos.

Notou-se nas análises da Tabela 16, que os maiores valores de nutrientes e metal pesado foram encontrados nos tratamentos 01, 02 e 03. Isto pode ser justificado pelo fato de a origem da matéria prima utilizada na compostagem nos tratamentos 01 e 02 serem macrófitas aquáticas, como *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*, respectivamente, e o composto orgânico proveniente do húmus (03) apresentarem maior teor de matéria orgânica e que têm a capacidade de absorver e acumular elementos minerais e metais pesados, que, por meio da sua decomposição, disponibilizam os elementos de forma mineralizadas nos compostos orgânicos tornando-os mais facilmente absorvidos pelas raízes das plantas.

Para Cheng et al. (2007), a produção de ácidos orgânicos de baixo peso molecular, como o ácido oxálico, ácido cítrico e ácido acético durante a decomposição do composto formando complexos quelantes, é outro fator responsável pela retenção dos metais pesados na matéria orgânica.

Apesar de o local da coleta das macrófitas representar uma área explorada por atividades agropastoris no seu entorno e, atualmente, turísticas, só foi encontrado o metal pesado chumbo nos substratos, porém em quantidades abaixo das permitidas pela legislação que estabelece valor máximo de 150 mg.kg^{-1} , segundo a Instrução normativa 27/09 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2005) e Resolução CONAMA nº 375/06 (CONAMA, 2006) com valor de 300 mg.kg^{-1} indicando ser um material que pode ser usado na agricultura não apresentando problemas ambientais.

Como pode ser visto na Tabela 16, os macronutrientes (K, e Mg) e os micronutrientes (Fe, Mn, Zn, Cu e Ni) presentes nos substratos dos tratamentos 01, 02, 03 e 04, serviram para

atender as necessidades nutricionais de crescimento, desenvolvimento e produção dos grãos de feijão dentro do ciclo vegetativo.

Diante dos teores de nutrientes nos substratos, pôde-se constatar que os tratamentos *Salvinia auriculata* (Figura 24 A), *Cabomba caroliniana* (Figura 24 B) e húmus (Figura 25 A) respectivamente, apresentaram melhor desenvolvimento da planta durante todos os estádios fenológicos como VI a V4 (aparecimento da primeira folha composta aberta até a emissão da terceira folha trifoliada) e R5 a R9 (aparecimento dos botões florais até a maturação das vagens). Esse fato pode ser justificado, provavelmente, em função do maior teor de matéria orgânica no substrato, o que favorece a maior retenção de água e maior teor de nutrientes para a planta. O outro fator que favoreceu o desenvolvimento da planta foram os valores de pH dos substratos apresentar na faixa neutra a alcalina, o que permite a disponibilidade dos nutrientes de maneira gradativa durante o período vegetativo.

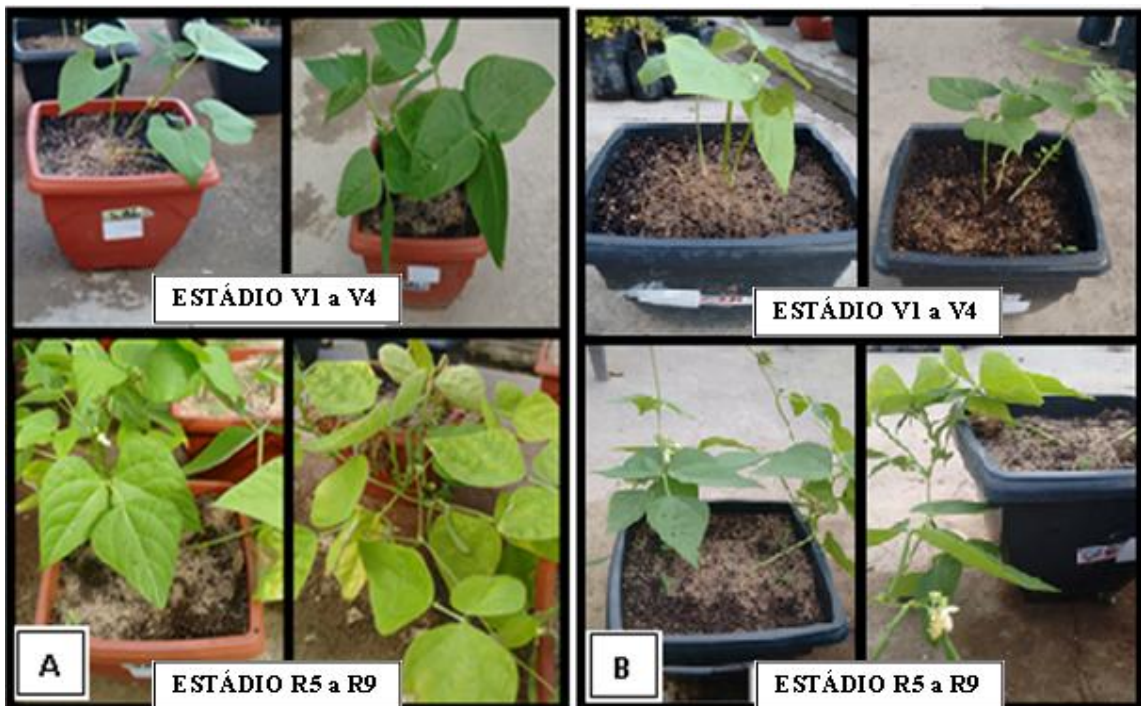


Figura 24. Aspecto visual das plantas de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) durante os estádios fenológicos no tratamento com *Salvinia auriculata* (A) e *Cabomba caroliniana* (B).

Foto: Adriano Lima

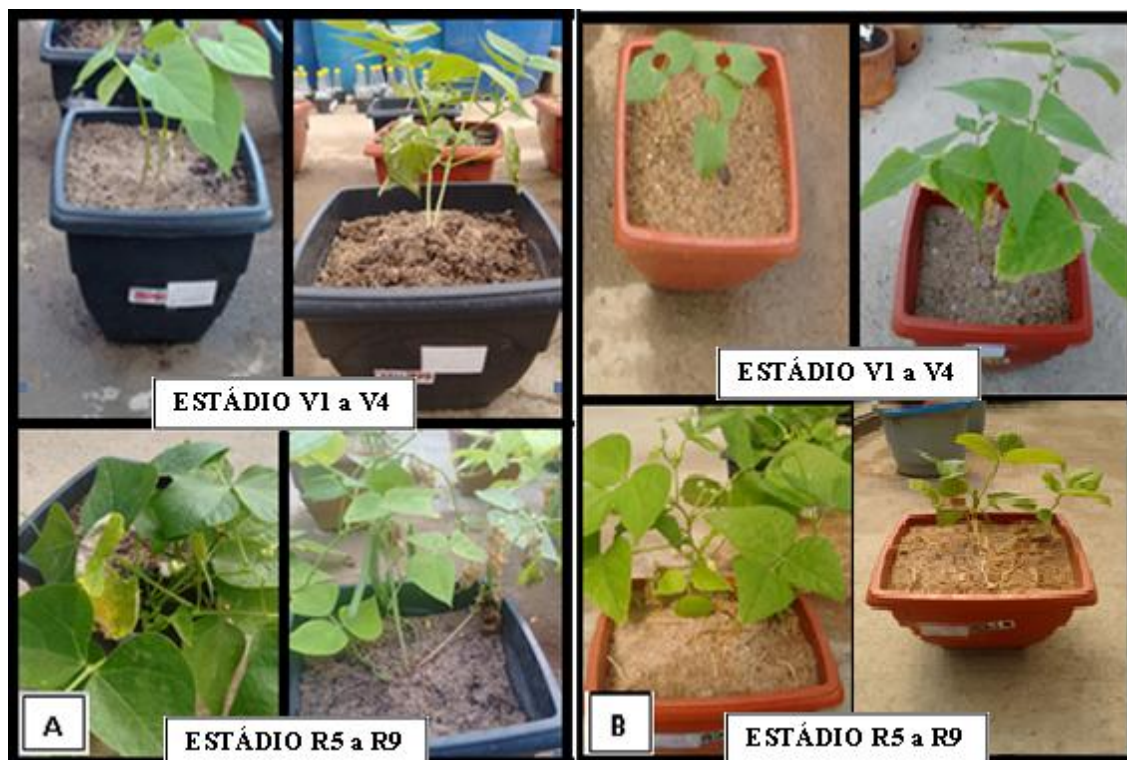


Figura 25. Aspecto visual das plantas de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) durante os estádios fenológicos no tratamento com húmus (A) e areia lavada (B).

Foto: Adriano Lima.

Apesar de a areia lavada utilizada no controle não ter sido totalmente isenta de elementos químicos e metais pesados, isso pode também ter contribuído para o aumento da disponibilidade desses elementos nos substratos dos tratamentos 01 (*Salvinia auriculata* + areia lavada), 02 (*Cabomba caroliniana* + areia lavada) e 03 (húmus + areia lavada).

Quanto ao substrato controle, pôde-se constatar que a areia lavada conteve menor teor de nutrientes em relação aos demais tratamentos. Este fato pode ser justificado por ser um solo com granulometria característica de areia grossa, tendo menor concentração de matéria orgânica, atributo que diminui a complexação e/ou adsorção dos minerais, tornando-se mais disponível na fração líquida do solo disponibilizando mais facilmente os nutrientes para serem absorvidos pelas plantas, por outro lado ocorre maior perda pelo processo de lixiviação durante o processo de irrigação.

Contudo, apesar de o tratamento com areia lavada conter menor teor de nutrientes em relação aos demais tratamentos, houve produção de grãos de feijão, porém com significativa redução no crescimento e desenvolvimento vegetativo de algumas plantas nos estádios R5 a R9 que vai do aparecimento dos botões florais até a maturação das vagens (Figura 25B).

Segundo Zeitouni (2003) e Khan et al. (2015), o pH tem efeitos significativos na mobilidade dos metais pesados no solo. Se o pH estiver ácido no solo ou no adubo, a

mobilidade e biodisponibilidade dos metais são maiores em comparação ao pH elevado (alcalino), não sendo viável seu uso para fins agrícolas, devido à maior disponibilidade dos metais pesados.

De acordo com Kiehl (1985), solos ricos em matéria orgânica resistem a mudanças bruscas do pH, enquanto nos solos arenosos, esse fato não acontece, tornando os nutrientes e metais pesados mais disponíveis para as plantas.

Pesquisa realizada por Pavinato e Rosolem (2008) teve como objetivo avaliar a disponibilidade de nutrientes no solo por compostos orgânicos de resíduos vegetais. De acordo com os estudos, concluiu-se que, a mineralização dos nutrientes presentes nos tecidos das plantas durante a decomposição da matéria orgânica, é considerada grande fonte de nutrientes para o solo.

A Tabela 17, mostra a presença do metal pesado Pb nos grãos de feijão de cada tratamento.

Tabela 17. Valores médios e desvio padrão do teor de metal pesado (Pb) presentes nos grãos de feijão (mg.kg^{-1}) em cada tratamento

Metal Pesado	Tratamento 01 <i>(Salvinia auriculata + areira lavada)</i> Média \pm DP	Tratamento 02 <i>(Cabomba caroliniana + areia lavada)</i> Média \pm DP	Tratamento 03 <i>(Húmus + areira lavada)</i> Média \pm DP	Tratamento 04 <i>(Areia lavada)</i> Média \pm DP
Pb	8,5 \pm 0,8^a	8,6 \pm 1,2^a	8,3 \pm 0,4^a	7,8 \pm 0,3^a

Letras iguais apresentam estatisticamente semelhantes entre si (nível de significância de 5% pelo teste Tukey).

No referido estudo, notou-se que apenas o metal pesado chumbo (Tabela 17) foi detectado nos grãos de feijão com valores estatisticamente semelhantes em todos os tratamentos 01 (*Salvinia auriculata* + areira lavada) ($8,5 \text{ mg.kg}^{-1}$), 02 (*Cabomba caroliniana* + areia lavada) ($8,6 \text{ mg.kg}^{-1}$) e 03 (húmus + areia lavada) ($8,3 \text{ mg.kg}^{-1}$) e 04 (areia lavada) ($7,8 \text{ mg.kg}^{-1}$). Contudo, observou-se que o teor de concentração de chumbo nos grãos de feijão apresentou menores valores quando comparados com o teor presente nos substratos de cada tratamento 01 ($15,6 \text{ mg.kg}^{-1}$), 02 (11 mg.kg^{-1}) e 03 ($14,3 \text{ mg.kg}^{-1}$), com exceção do tratamento 04 ($6,3 \text{ mg.kg}^{-1}$) no qual foi encontrado praticamente o mesmo valor presente no substrato.

Segundo Zeitouni (2003) e Kabata e Pendias (2010), a textura do substrato influencia na disponibilidade, absorção e no teor de acumulação do metal pesado na planta. Nos tratamentos 01, 02 e 03, devido ao solo apresentar maior concentração de matéria orgânica, pode ocorrer a formação de quelatos com os metais pesados, sendo estes disponibilizados de forma mais lenta para serem absorvidos e translocados para os grãos durante todo o ciclo vegetativo do feijão.

Já no tratamento (04) (areia lavada), o solo apresentou textura granulométrica arenosa com pouca matéria orgânica, causando, com isso, menor poder de adsorção, facilitando a disponibilidade dos metais pesados na solução do solo durante todo o ciclo vegetativo, sendo transportados para os grãos com concentração relativamente igual à do solo. Esses fatos confirmam a capacidade que o feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) possui de absorver e translocar grande parte do metal presente nos compostos orgânicos para as partes aéreas da planta, independente da textura do solo.

Foi observado que o maior acúmulo do metal chumbo nos grãos dos tratamentos 01,02 e 03 tenham sido contribuídos provavelmente pela areia por não ser um material totalmente inerte, onde foi detectado o elemento.

Meers et al. (2007) estudaram a acumulação de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn em (*Phaseolus vulgaris* L.) submetidos a diferentes tipos de solos contaminados e concluíram que houve maior acúmulo na concentração de metais pesados nas plantas quando cultivadas em solos de textura arenosa comparados com os solos argilosos. Segundo os autores, isso pode ser justificado pela baixa capacidade de troca catiônica em solos arenosos e condições de pH mais baixo.

Conforme Kabata e Pendias (2010), a tendência do metal pesado chumbo é acumular-se nas raízes ou ser sequestrado para o vacúolo. No entanto, no presente trabalho, foi observado que houve transferência do chumbo em todos os tratamentos para as partes aéreas das plantas, o qual se acumulou nos grãos. Este fato indica que o elemento não foi totalmente imobilizado nas raízes, inclusive, apresentando-se acima do limite permitido para consumo humano que, segundo a legislação da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (BRASIL/2013) estabelece um valor máximo de $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Pb em leguminosas, incluindo o (*Phaseolus vulgaris* L.).

Para Souza et al. (2011), Cannata et al. (2015); Kabata e Pendias (2010), Kumar e Chopra (2014) e Lima e Meurer (2013), os metais Pb e Cd apresentam propriedades químicas diferentes, cada um apresenta sua capacidade de acumulação e translocação, a depender do teor de concentração, do tempo de permanência, da quantidade absorvida e da espécie vegetal. Para os autores, o metal Pb pode ser translocado para as partes aéreas da planta mesmo em menor quantidade e causar sérios riscos à saúde humana via cadeia trófica.

Corroborando estes resultados, vários trabalhos indicam que a translocação de metais no sistema solo-planta é governada por vários fatores, como: pH, especiação química do metal, o teor de concentração disponível no solo, presença de matéria orgânica, salinidade, granulometria do solo, tempo de exposição, resposta fisiológica e bioquímica da espécie

vegetal (GUPTA et al. 2007; SOUZA et al. 2011; LIMA e MEURER, 2013; KUMAR e CHOPRA, 2014).

Diversos trabalhos têm sido realizados para avaliar a concentração de metais pesados em feijão, porém com solos contaminados ou em soluções nutritivas, e têm revelado que os metais pesados são translocados para os grãos.

Os resultados mostrados na tabela 17 corroboram com os trabalhos realizados por Gupta et al. (2007) em que foi detectada a translocação do metal pesado Pb para as partes aéreas das plantas de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.), mesmo no tratamento com solo utilizado como controle.

Nos experimentos realizados por Cannata et al. (2015), observou-se baixa translocação do Pb e Cd para as partes aéreas das plantas (*Phaseolus vulgaris* L.) principalmente nos grãos, quando cultivados em solução nutritiva e solo contaminado, sendo concentrados mais nas raízes. Este fato pode ser atribuído ao mecanismo de liberação de substâncias pelas raízes, como ácidos orgânicos, formando quelatos dificultando com isso, a subida do metal para a planta. De acordo com os autores, apesar da baixa concentração nos frutos, não se permitiu o consumo dos grãos, por haver controvérsia sobre a tolerância destes metais no organismo.

De acordo com os trabalhos realizados por Nogueira et al. (2007) sobre o teor de contaminação dos metais pesados Pb, Cd e Cr em grãos de feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp), plantados com adubos provenientes do processo de compostagem de lodo de esgoto mais macrófitas aquáticas (*Ipomoea carnea* ssp. *fistulosa*.), foi revelada a presença de Pb (30,51 mg.Kg⁻¹) e Cr (3,20 mg.Kg⁻¹) ultrapassando os limites de tolerância para produtos agrícolas.

3.5 Conclusões

Diante dos resultados, pode-se concluir que os teores de macro e micronutrientes presentes nos compostos com *S. auriculata* e *C. caroliniana* mostraram-se viáveis com potencial agrônomico, o que promoveu o crescimento, desenvolvimento e produção de grãos durante os estádios fenológicos do feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.).

Os teores de metais pesados encontrados nos compostos orgânicos estão abaixo dos limites permissíveis segundo a legislação brasileira, americana e dos países europeus, não apresentando empecilho ao uso no solo e nas atividades agrícolas.

Dentre os metais pesados estudados, apenas o Pb foi detectado nos grãos de feijão, inclusive em todos os tratamentos com valores acima do limite permissível para consumo

humano, segundo a legislação da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (BRASIL/2013) que estabelece um valor máximo de $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ de Pb em leguminosas, incluindo o (*Phaseolus vulgaris* L).

Os compostos orgânicos produzidos por macrófitas aquáticas das espécies *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana* são restritivos a culturas do feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.) devido à translocação do metal pesado Pb para as partes comestíveis da planta.

3.6 Agradecimentos

Ao apoio financeiro do projeto "Pesquisas Ecológicas de Longa Duração - PELD financiado pelo CNPq, Processo Nº 34/2012 MCTI/CNPq/FAPs e do Laboratório de Saneamento – LABSAN/LABOTEC/UEFS-BA.

3.7 REFERÊNCIAS

ATKINS, P.; JONES, L. **Princípios de química: questionando a vida moderna e o meio ambiente**. 5. ed., Porto Alegre: Bookman, 2012.

ALMEIDA, A. C. O.; PINHEIRO, R. C. S.; SANTOS, A. S. Concepções e iniciativas agroecológicas no estado de Sergipe. **Revista Brasileira de Agroecologia**. v. 9, n. 1, p.158-169, 2014.

BAIRD, C.; CANN. MICHAEL. **Química ambiental**. Porto Alegre: Bookmam, 2011.

BARROS, E. S. **Qualidade sanitária e fisiológica de sementes de feijão comum do grupo carioca procedente da região centro sul do estado de Sergipe**. 2011. 43 f. Dissertação (Mestre em Agroecossistema). Universidade Federal de Sergipe.

BICKEL, O. T.; SCHOOLER, S. S. Effect of water quality and season on the population dynamics of *Cabomba caroliniana* in subtropical Queensland, Australia. **Aquatic Botany**. v, 123 p. 64-71, 2015.

BRASIL – ANVISA -Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução - RDC Nº- 42, 29 de agosto de 2013. **Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos**. Diário Oficial da União. Seção 1. Brasília.

BRASIL – CONAMA. Instrução Normativa 375 de 19 de agosto de 2006. **Define critérios e procedimentos para uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados e dá outras providencias**. Brasília – CONAMA.

BRASIL – MAPA. Instrução Normativa 25 de 23 de julho de 2009. **Aprova as normas sobre especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos**

fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Brasília.

BUDZIAK, C. R.; MAIA, C. M. B. F.; MANGRICH, A. S. Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira. **Revista Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 399-403, 2004.

CAKMAK, I.; YAZICI, A. M. Magnésio um elemento esquecido na produção agrícola. **Informações agrônômicas**. n. 132. Dezembro de 2010.

CAMPANHARO, M. **Resposta do feijoeiro à aplicação de níquel**. 2010. 138 f. Tese. (Doutorado em Produção Vegetal). Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.

CANNATA, M. G.; BERTOLI, A. C.; CARVALHO, R.; AUGUSTO, A. S.; BASTOS, A. R. R.; FREITAS, M. P.; CARVALHO, J. G. Stress induced by heavy metals cd and pb in bean (*Phaseolus vulgaris* L.) grown in nutrient solution. **Journal of Plant Nutrition**, v. 38, p.497-508, 2015.

CHATHURANGA, P. K. D.; PRIYANTHA, N.; IQBAL, S. S.; IQBAL, M. C. M. Biosorption of Cr (III) and Cr (VI) species from aqueous solution by *Cabomba caroliniana*: kinetic and equilibrium study. **Environ Earth Sci**, v.70, p. 661-67, 2013.

CHENG, H.; X, W.; LIU, J.; ZHA, Q.; HE, Y.; CHEN, G. Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth. **Ecological Engineering**. v. 29. p. 96-104, 2007.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos**. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1253&>>. Acesso em: 19 de abril de 2016.

EBRAHIMPOUR, M.; MUSHRIFAH, I. Heavy metal concentrations (Cd, Cu and Pb) in five aquatic plant species in Tasik Chini, Malaysia. **Environ Geol** 54, p.689-698, 2008.

EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2 ed. Brasília-DF, 2009.

FARIAS, C. A. **Resíduos orgânicos alternativos nos processos de compostagem e vermicompostagem**. 2001. 130 f. Tese (Doutorado em Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, MG.

FILHO, M. V. P. **Utilização de micro-organismos eficazes (em) no processo de compostagem**. 2013. 65 f. Dissertação (Mestre em Sistemas de Produção na Agropecuária). Universidade José do Rosário Vellano – Unifenas.

FRITSCH, P. R. C. **A Temperatura como Parâmetro Acessível e Possível de ser Utilizado no Controle do Processo de Compostagem em Municípios de Pequeno e Médio Porte**. 2006. 134 f. Dissertação (Mestre em Ciências). Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.

GOYAL, S.; DHULL, S. K.; KAPOOR, K. K. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 1584-1591, 2005.

GUALA, S. D.; VEJA, F. A.; COVELO, E. F. The dynamics of heavy metals in plant–soil interactions. **Ecological Modelling** v. 221, p.1148-1152, 2010.

GUPTA, A. K.; DWIVEDI, S.; SINHA, S.; TRIPATHI, R. D.; RAI, U. N.; SINGH, S. N. Metal accumulation and growth performance of *Phaseolus vulgaris* grown in fly ash amended soil. **Bioresource Technology**, v. 98 p. 3404-3407, 2007.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/prevsaf/default.asp>>. Acesso em: 22 de novembro de 2016.

JASPER, M. **Comparativo de diferentes grupos de fungicidas no controle de doenças do feijoeiro**. 2010. 67 f. Dissertação (Mestre em Agronomia). Universidade Estadual de Ponta Grossa-PR.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace Elements in Soils and Plants**. Fourth Edition. 2010.

KHAN, A.; KHAN, S.; KHAN, M. A.; QAMAR, Z.; WAQAS, M. The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. **Environ Sci Pollut Res.**v. 22, p. 13772-13799, 2015.

KHAN, M. U.; MALIK, R. N.; MUHAMMAD, S. Human health risk from Heavy metal via food crops consumption with wastewater irrigation practices in Pakistan. **Chemosphere**. v. 93, p.2230-2238, 2013.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Editora Agronômica Ceres Ltda. São Paulo, 1985.

KIRKBY, E. A.; RÖMHELD, V. Micronutrientes na fisiologia de plantas: funções, absorção e mobilidade. **Encarte técnico. International Plant Nutrition Institute-IPNI**. Informações agronômicas n. 118, 2007.

KUMAR, V.; CHOPRA, A. K. Accumulation and Translocation of Metals in Soil and Different Parts of French Bean (*Phaseolus vulgaris* L.) Amended with Sewage Sludge. **Bull Environ Contam Toxicol** v.92, 103-108, 2014.

LEE, J. D. **Química inorgânica não tão concisa**. 5. ed., São Paulo: Edgard Blucher, 1999.

LEITE, P. R. V.; ZAMPIERON, J. V. Avaliação da cultura de feijão (*Phaseolus vulgaris* cv carioquinha) em solo contaminado por metais pesados, utilizando técnicas de microscopia eletrônica de varredura e espectrometria por dispersão de energia. **Revista Agrogeoambiental** v.4 n.3, 2012.

LIMA, A. A. F. **Respostas fisiológicas de cultivares de feijão [*Phaseolus vulgaris* L. e *Vigna unguiculata* (L.) walph.] submetidas à deficiência hídrica: uma alternativa para a agricultura familiar do semi-árido sergipano**. 2008. 130 f. Dissertação (Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Federal de Sergipe.

LIMA, C. V. S.; MEURER, E. J. Elementos-traço no solo, nas águas e nas plantas de uma lavoura de arroz irrigado do Rio Grande do Sul. **Revista de estudos ambientais (Online)** v.15, n. 1, p. 20-30, jan./jul. 2013.

LIN, LONG-ZE.; HARNLY, J. M.; PASTOR-CORRALES, M. S.; LUTHRIA, D. L. The polyphenolic profiles of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.). **Food Chemistry**, v.107, p. 399-410, 2008.

MALAVOLTA, E; HAAG, H. P.; MELLO, F. A. F.; BRASIL, M. O. C. **Nutrição mineral e adubação de plantas cultivadas**. São Paulo, 1974.

MARQUES, E. A. **Determinação do valor de prevenção para cromo em solos do estado de Minas Gerais**. 2015. 94 f. Dissertação (Mestre em Solos e Meio Ambiente). Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais- Lavras – MG.

MEERS, E.; SAMSON, R.; TACK, F. M. G.; RUTTENS, A.; VANDEGEHUCHTE, M.; VANGRONVELD, J.; VERLOO, M. G. Phytoavailability assessment of heavy metals in soils by single extractions and accumulation by *Phaseolus vulgaris*. **Environmental and Experimental Botany** 60, p. 385-396, 2007.

MENDES, A. M. S.; DUDA, G. P.; NASCIMENTO, C. W. A.; LIMA, J. A.; MEDEIROS, A. D. L. Acúmulo de metais pesados e alterações químicas em Cambissolo cultivado com meloeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.14, n.8, p.791-796, 2010.

NACKE, H.; GONÇALVES JR, A. C.; SCHWANTES, D.; NAVA, I. A.; STREY, L.; COELHO, G. F. Availability of Heavy Metals (Cd, Pb, and Cr) in Agriculture from Commercial Fertilizers. **Arch Environ Contam Toxicol**. v. 64, p.537-544,2013.

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.28, p. 385-392, 2004.

NODARI, R. O.; GUERRA, M. P. A agroecologia: estratégias de pesquisa e valores. **Estudos avançados**, v. 29, n.83, 2015.

NOGUEIRA, T. A. R.; SAMPAIO, R. A.; FONSECA, I. M.; FERREIRA, C. S.; SANTOS, S. E.; FERREIRA, L. C.; GOMES, E.; FERNANDES, L. A. Metais pesados e patógenos em milho e feijão caupi consorciados, adubados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 331-338, 2007.

NOGUEIRA, T. A. R. **Disponibilidade de Cd em latossolo e sua transferência e toxicidade para as culturas de alface, arroz e feijão**. 2012. 160 f. Tese (Doutorado em Ciências). Centro de energia nuclear na agricultura. USP.

OLETTE, R.; COUDERCHET, M.; BIAGIANTI, S.; EULLAFFROY, P. Toxicity and removal of pesticides by selected aquatic plants. **Chemosphere**. v.70, p.1414-1421, 2008.

OSÓRIO, N. E. **Espectrofotometria de absorção atômica**. Departamento de Química – UFMG. 1996.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo – decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 32, p. 911-920, 2008.

PRIMO, D. C.; FADIGAS, F. S.; CARVALHO, J. C. R.; SCHMIDT, C. D. S.; FILHO, A. C. S. B. Avaliação da qualidade nutricional de composto orgânico produzido com resíduos de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 14, n. 7, p.742-746, 2010.

PROSAB - PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. **Manual Prático para a Compostagem de Biossólidos**. Rio de Janeiro, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 84p, 1999.

REIS, T. C. **Distribuição e biodisponibilidade do níquel aplicado ao solo como NiCl₂ e biossólido**. 2002. 118 f. Tese (Doutorado em Agronomia). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo.

SILVA, C. A.; RANGEL, O. J. P.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C. V.; BOEIRA, R. C.; DYNIA, J. F. Dinâmica de metais pesados em latossolo adubado com lodo de esgoto em plantas de milho. In: **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura. Embrapa meio ambiente**. Jaguariúna. p. 45-77, 2006.

SILVA, M. L. S.; VITTI, G. C.; TREVIZAM, A. R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa agropecuária Brasileira. Brasília**, v. 42, n. 4, p.527-535, abr. 2007.

SILVA, M. M.; SOUZA, H. R. T.; DAVID, A. M. S. S.; SANTOS, L. M.; SILVA, R. F.; AMARO, H.T.T. Qualidade fisiológica e armazenamento de sementes de feijão-comum produzidas no norte de Minas Gerais. **Revista Agro@mbiente On-line**, v. 8, n. 1, p. 97-103, janeiro-abril, 2014.

SMIRI, M.; ELARBAOUI, S.; MISSAOUI, T.; DEKHIL, A. B. Micropollutants in Sewage Sludge: Elemental Composition and Heavy Metals Uptake by *Phaseolus vulgaris* and *Vicia faba* Seedlings. **Arab J Sci Eng**. v. 40, p. 1837-1847, 2015.

SOUZA, E. P.; SILVA, I. F.; FERREIRA, L. E. Mecanismos de tolerância a estresses por metais pesados em plantas. **Revista Brasileira Agrociência, Pelotas**, v.17, n. 2-4, p.167-173, 2011.

SYMANSKI, C. S. **Caracterização de bactérias mesófilas presentes em processo de compostagem**. 2005. 113 f. Dissertação (Mestre em Microbiologia Agrícola e do Ambiente). Faculdade de Agronomia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

TEIXEIRA, C. **Higienização de lodo de estação de tratamento de esgoto por compostagem termofílica para uso agrícola**. 2012. 143 f. Dissertação (Mestre em Agroecossistema). Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal de Santa Catarina.

VANIER, N. L. **Armazenamento de cultivares de feijão e seus efeitos na qualidade tecnológica dos grãos e nas propriedades do amido**. 2012. 91 f. Dissertação (Mestre em Ciência e Tecnologia Agroindustrial). Universidade Federal d Pelotas-RS.

WOLFF, G.; ASSIS, L. R.; PEREIRA, G. C.; CARVALHO, J. G.; CASTRO, E. M. Efeitos da toxicidade do zinco em folhas de *Salvinia auriculata* cultivadas em solução nutritiva. **Planta Daninha, Viçosa-MG**, v. 27, n. 1, p.133-137, 2009.

WOLFF, G.; PEREIRA, G. C.; CASTRO, E. M.; COELHO, F. F. **Potencial fitorremediador de *Salvinia auriculata* na presença de Pb.** Anais do III Congresso Latino Americano de Ecologia, 10 a 13 de setembro de 2009, São Lourenço-MG

YADAV, S. K. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. **South African Journal of Botany**, v. 76, p.167-179, 2010.

ZANCHETA, A. C. F.; ABREU, C. A.; ZAMBROSI, F. C. B.; ERISMANN, N. M.; LAGÔA, A. M. M. A. Fitoextração de cobre por espécies de plantas cultivadas em solução nutritiva. **Bragantia, Campinas**, v. 70, n. 4, p.737-744, 2011.

ZEITOUNI, C. F. **Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um latossolo vermelho amarelo distrófico.** 2003. 103 f. Dissertação (Mestre em Agricultura Tropical e Subtropical). Instituto Agronômico. Campinas-SP.

ZUCARELI, C.; BRZEZINSKI, C. R.; ABATI, J.; WERNER, F.; JÚNIOR, E. U. R.; NAKAGAWA, J. Qualidade fisiológica de sementes de feijão carioca armazenadas em diferentes ambientes. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 19, n.8, p.803-809, 2015.

CONCLUSÃO GERAL

A presença das macrófitas *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana* em ambientes lânticos são extremamente importantes para reduzir e/ou minimizar o teor de concentração dos elementos químicos e garantir os diversos usos que as águas deste ambiente proporcionam a todas as comunidades ribeirinhas, desempenhando um papel relevante na vida social e econômica da região, com o turismo, as atividades pesqueiras, o agronegócio, a agricultura familiar, o paisagístico, o recreativo e cultural.

De acordo com os resultados as macrófitas aquáticas *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana* podem ser utilizadas como matéria prima na compostagem, com grande potencial agrônômico, desde que coletadas em áreas livres de contaminação. Os compostos orgânicos produzidos apresentaram teores de macro (K e Mg) e micronutrientes (Cu, Zn, Fe, Mn, Ni) com capacidade de produção agrícola.

Os compostos orgânicos produzidos por *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana* não são adequados para o uso do plantio do feijão comum (*Phaseolus vulgaris* L.), uma vez que o metal pesado Pb, foi translocado para os grãos com limites acima do permitido pela legislação brasileira.

RECOMENDAÇÕES

Diante da necessidade de procurar técnicas que minimizem os impactos ambientais nos ecossistemas aquáticos, da necessidade de produção de compostos orgânicos para reduzir o uso de fertilizantes químicos e do uso de alimentos mais saudáveis, recomenda-se:

- realizar a continuação da pesquisa com coletas mensais dos substratos (água, sedimento, material orgânico em suspensão, macrófitas e peixes) para análises de metais pesados e análises microbiológicas das águas com o objetivo de garantir um melhor monitoramento do ambiente lântico;
- realizar as análises microbianas dos compostos orgânicos durante o processo de compostagem;
- explorar os compostos orgânicos produzidos por *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana*, em novas pesquisas, utilizando outro material inerte, como, por exemplo, a vermiculita para constatar definitivamente a contaminação do Pb, uma

vez que a areia lavada foi a responsável pela maior parte do elemento absorvido pelo feijão.

- realizar levantamento das atividades antrópicas do entorno do Pantanal dos Marimbus que podem causar riscos de contaminação ao manancial aquático.

Reforça-se, ainda, a necessidade de realizar estudos com os compostos orgânicos produzidos por *Salvinia auriculata* e *Cabomba caroliniana* em outros tipos de culturas alimentícias para avaliar o poder de translocação dos metais pesados.