



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
AGRONOMIA TROPICAL**



**Diversidade fenotípica e predição da distribuição natural de  
malva (*Urena lobata.L*) para uso e conservação *in situ***

LUCINETE MIRANDA GOMES

Manaus-AM  
2021



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
AGRONOMIA TROPICAL**



**LUCINETE MIRANDA GOMES**

**Diversidade fenotípica e predição da distribuição natural de  
malva (*Urena lobata* L.) para uso e conservação *in situ***

Tese apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia Tropical - PGATR, da Universidade Federal do Amazonas, como parte dos requisitos para a obtenção do Grau de Doutor em Agronomia Tropical, na área de melhoramento genético vegetal.

Orientadora: Dra. Maria Teresa Gomes Lopes  
Co-orientadores: Dr. Magno Sávio Ferreira Valente e  
Dr. Carlos Henrique Salvino Gadêlha Meneses

Manaus-AM  
2021

### Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

G633d      Gomes, Lucinete Miranda  
Diversidade fenotípica e predição da distribuição natural de malva  
(Urena lobata L.) para uso e conservação in situ / Lucinete Miranda  
Gomes . 2021  
108 f.: il.; 31 cm.

Orientadora: Maria Teresa Gomes Lopes  
Coorientador: Magno Sávio Ferreira Valente  
Coorientador: Carlos Henrique Salvino Gadelha Meneses  
Tese (Doutorado em Agronomia Tropical) - Universidade Federal  
do Amazonas.

1. Fitorremediação. 2. Conservação vegetal. 3. Ecossistemas  
Amazônicos. 4. Bioacumulação. 5. Elementos-traços. I. Lopes,  
Maria Teresa Gomes. II. Universidade Federal do Amazonas III.  
Título

LUCINETE MIRANDA GOMES

**Diversidade fenotípica e predição da distribuição natural de malva (*Urena lobata* L.) para uso e conservação *in situ***

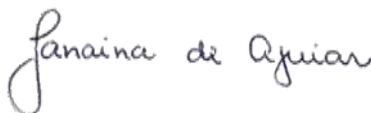
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia Tropical da Universidade Federal do Amazonas, como requisitos parciais para obtenção do título de Doutor em Agronomia Tropical, área de concentração em Produção Vegetal.

Aprovada em 22 de novembro de 2021.

BANCA EXAMINADORA



Dra. Maria Teresa Gomes Lopes, Presidente  
Universidade Federal do Amazonas



Dra. Janaina Aguiar, Membro  
Instituto Federal do Amazonas



Dra. Albejamere Pereira de Castro, Membro  
Universidade Federal do Amazonas



Dr. Jaisson Miyosi Oka, Membro  
Universidade Federal do Amazonas



Dr. Arthur Antunes de Souza Cardoso, Membro  
Universidade Federal do Amazonas

*A memória dos meus pais Raimundo A. Gomes e Maria Luiza M. Gomes,  
o melhor de mim herdei de vocês!*

*A vocês...*

**...Dedico**

## AGRADECIMENTOS

*Ao Senhor meu Deus, pelo dom da vida e pela graça de ter chegado até aqui.*

*Aos meus pais, que permanecem vivos em minha memória e porque sei do orgulho que sentiriam se aqui estivessem.*

*Aos meus irmãos e amigos pelo apoio, incentivo.*

*A Universidade Federal do Amazonas, em nome do Programa de Pós-Graduação em Agronomia Tropical – PPGATR, pela oportunidade.*

*À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro.*

*A minha orientadora Dra. Maria Teresa Gomes Lopes, pela orientação, apoio e paciência.*

*Aos professores do Curso de Pós-Graduação em Agronomia Tropical.*

*Aos professores e grandes amigos que conquistei durante essa jornada, Profa. Dra. Albejamere Pereira de Castro, a Profa. Dra. Terezinha de Jesus Pinto Fraxe e ao Prof. Dr. Pedro Queiroz Costa Neto pelo apoio e incentivo.*

*Ao laboratório de análise química do Setor Técnico-Científico (SETEC) da Superintendência da Polícia Federal do Amazonas.*

*Ao Sr. Robert, gerente do Instituto de Desenvolvimento Agropecuário e Florestal Sustentável do Estado do Amazonas (IDAM), unidade local de Manacapuru-AM.*

*Aos meus colegas de laboratório de Melhoramento Vegetal/UFAM, em especial a colega Jennifer Tomaz pelo apoio e parceria em muitos momentos.*

*Ao colega Ricardo, Lívio, Perito da Polícia Federal, pelo ensinamento passado, durante o período que permaneci no SITEC, realizando as análises da pesquisa.*

*Ao professor Mágnio Sávio Ferreira Valente, pelos direcionamentos e orientação na apresentação de resultados.*

*A todos os colegas da Secretaria Municipal de Produção Rural de Atalaia do Norte - SEMPRA-AM, pelo apoio.*

*E a todas as pessoas e amigos, que de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.*

***Minha  
Gratidão!***

## RESUMO

**RESUMO** – A espécie *Urena lobata* L. adapta-se em diversos tipos de ambientes, tais como área de várzea e área de terra firme, de clima tropical e subtropical, sendo considerada rústica e com potencial para os estudos quanto a constituição de componentes inorgânicos em ambientes alterados e de como a espécie será afetada com as mudanças climáticas. O trabalho teve como objetivo estudar a diversidade fenotípica de plantas de *U. lobata*, em dois ambientes amazônicos, área antropizada de terra firme e de várzea e prever a distribuição da espécie em cenários futuros com alterações climáticas. No primeiro capítulo da tese, estudou-se a diversidade fenotípica da espécie. Foram amostradas oito plantas em área antropizada de terra firme e oito de várzea e cada planta foi estudada a partir das amostras de solos rizosféricos, folhas e raízes, totalizando 24 amostras por área. As análises foram realizadas com o uso de fluorescência de raios X por reflexão total (TXRF). Os indivíduos foram agrupados pelo método hierárquico das médias das distâncias (UPGMA), foi realizada dispersão gráfica pelo Método da Análise de Coordenadas Principais (PCA) e análise de escalonamento multidimensional não métrico. A análise de TXRF detectou 16 elementos inorgânicos no solo e nos tecidos das plantas, entre esses, nutrientes e elementos considerados potencialmente tóxicos. As análises estatísticas, em geral, agruparam as plantas de acordo com o tipo de área estudada. *U. lobata* apresentou-se como potencial fitorremediadora ou bioindicadora de elementos traços presentes nas áreas. No segundo capítulo, realizou-se projeções futuras em dois cenários RCP (*Representative Concentration Pathways*): RCP 4.5 (medianamente pessimista) e RCP 8.5 (mais pessimista), em dois intervalos de tempo (2020-2050 e 2051-2070). O algoritmo Envelope Score foi o que melhor representou a distribuição da espécie. O modelo permitiu verificar a ocorrência potencial de *U. lobata* no período atual e futuro nos seis biomas brasileiros, Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa. Os resultados confirmam que a espécie é rústica e apresenta baixa vulnerabilidade no RCP 4.5, mas observou-se a perda de área favorável considerável no RCP 8.5, havendo uma tendência de estabelecimento de populações em regiões de maior altitude das regiões Sudeste e Sul do país. Os resultados evidenciam a necessidade de conservação de populações da espécie das regiões mais sensíveis à perda de ocorrência, para garantir a manutenção da variabilidade genética.

Palavras-chave: Fitorremediação; conservação vegetal, ecossistemas Amazônicos.

## ABSTRACT

**ABSTRACT** - The species *Urena lobata* L. adapts to different types of environments, such as floodplain and terra firme areas as well as tropical and subtropical climate conditions. It's considered rustic and is well-suited for more extensive studies on the constitution of inorganic components in altered environments and how a species is affected by climate change. The aim of this work was to study the phenotypic diversity of *U. lobata* plants in two Amazonian environments, in an anthropogenic area of terra firme and floodplain, and to predict the distribution of the species in future scenarios resulting from climate change. In the first chapter of this thesis, the phenotypic diversity of the species was studied. Eight plants were sampled in an anthropized area of terra firme and eight from a floodplain and each plant studied were from rhizospheric soils, leaves and roots, totaling 24 per area. Analyses were performed using total reflection X-ray fluorescence (TXRF). The groups were segmented using the hierarchical distance means method (UPGMA), graphical dispersion was performed using the Principal Coordinate Analysis Method (PCA) and non-metric multidimensional scaling analysis. A TXRF analysis detected 16 inorganic elements in soil and plant tissues. These nutrients and elements are considered potentially toxic. Utilizing statistical analysis, we grouped the plants according to the type of area studied. *U. lobata* presented itself as a potential phytoremediator or bioindicator of trace elements present in the areas. In the second chapter, future projections were carried out in two RCP (Representative Concentration Pathways) scenarios: RCP 4.5 (average pessimistic) and RCP 8.5 (most pessimistic), in two time intervals (2020-2050 and 2051-2070). The Envelope Score algorithm best represents the species distribution. The mandatory model was used to verify the potential occurrence of *U. lobata* in the current and future periods in the six Brazilian biomes; Amazon, Cerrado, Caatinga, Atlantic Forest, Pantanal and Pampa. The results confirm that a species is rustic and has low vulnerability in RCP 4.5. However, there was a loss of favorable area due to RCP 8.5, with a tendency to establish populations in regions at higher altitude in the Southeast and South regions of the country. The findings showed the need for conservation of populations of the species in regions that are more sensitive to occurrence, to ensure the maintenance of genetic variability.

**Keywords:** Phytoremediation; plant conservation, Amazon ecosystem.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Geometria de excitação/detecção da ED-XRF(A) e TXRF(B), com linhas contínuas representando os raios X incidentes e espalhados, e as tracejadas os raios X característicos Fonte: adaptada de Filho,1999 (Departamento de Ciências Exatas/ESALQ) .....	18
<b>Figura 2.</b> Ocorrência de <i>Urena lobata</i> L. no município de Novo Airão, AM, Brasil. (A) Imagem de satélite do município. Fonte Google Imagens (2021), (B) e (C) - local de ocorrência da espécie em terrenos baldios, próximo à entrada da cidade, onde foi observado a deposição de resíduos sólidos urbanos. Fonte: GOMES (2020) .....	37
<b>Figura 3.</b> Plantio de <i>Urena lobata</i> L. na comunidade Ilha do Marrecão, Manacapuru, Amazonas, Brasil. (A) - Imagem de satélite da Ilha do Marrecão. (B) e (C) - Local de cultivo e coleta do solo e tecido vegetal da espécie em área de várzea alta. Fonte: GOMES (2020) .....	38
<b>Figura 4.</b> Material coletado: (A) - amostra de solo, (B) - raízes, (C) - folhas de <i>Urena lobata</i> . Fonte: GOMES (2020) .....	39
<b>Figura 5.</b> Teores dos elementos inorgânicos avaliados nos solos das áreas de terra firme e de várzea: magnésio (Mg), alumínio (Al), silício (Si), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), vanádio (V), cromo (Cr). Para cada elemento químico o gráfico Boxplot representa os percentis 25 a 75 (com a mediana nele contida). Os bigodes representam os maiores e menores valores que não são outliers.....	45
<b>Figura 6.</b> Teores dos elementos inorgânicos avaliados nos solos das áreas de terra firme e de várzea: manganês (Mn), níquel (Ni), cobre (Cu), selênio (Se), háfnio (Hf), chumbo (Pb), nióbio (Nb), itérbio (Yb). Para cada elemento químico o gráfico Boxplot representa os percentis 25 a 75 (com a mediana nele contida). Os bigodes representam os maiores e menores valores que não são outliers.....	46
<b>Figura 7.</b> Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média entre solos rizosféricos de dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> L., com base em análises de elementos químicos presentes no solo na região da rizosfera das plantas. Coeficiente de correlação cofenética: $r = 0,852378$ . A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977) .....	48
<b>Figura 8.</b> Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias entre solos rizosféricos de dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> L. com base nas análises do solo, na região da rizosfera.....	49
<b>Figura 9.</b> Análise de Componentes Principais (PCA), entre solos rizosféricos de dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> L., onde as elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.....	49

<b>Figura 10.</b> Teores dos elementos inorgânicos nas raízes das plantas de <i>Urena lobata</i> L., avaliados nas áreas terra firme e de várzea. Titânio (Ti), manganês (Mn), ferro (Fe), selênio (Se), háfnio (Hf), itérbio (Yb). Para cada elemento inorgânico o gráfico Boxplot representa os percentis 25 a 75 (com a mediana nele contida). Os bigodes representam os maiores e menores valores que não são outliers.....	51
<b>Figura 11.</b> Acúmulo dos elementos inorgânicos nas raízes das plantas de <i>Urena lobata</i> L., avaliados nas áreas terra firme e de várzea. Manganês (Mn), selênio (Se), háfnio (Hf), itérbio (Yb). Para cada elemento inorgânico o gráfico Boxplot representa os percentis 25 a 75 (com a mediana nele contida). Os bigodes representam os maiores e menores valores que não são outliers.....	52
<b>Figura 12.</b> Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média das amostras de raízes das plantas de dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> L. com base em análises de elementos químicos presentes nas raízes das plantas. Coeficiente de correlação cofenética: $r = 0,9061$ . A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977) .....	53
<b>Figura 13.</b> Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias genéticas das amostras de raízes das plantas de dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> L. com base nos dados de raízes.....	54
<b>Figura 14.</b> Análise de Componentes Principais (PCA) das amostras de raízes das plantas de dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> L. As elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.....	54
<b>Figura 15a.</b> Teor dos elementos inorgânicos nas amostras de folhas das plantas de dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> L., avaliados nas áreas terra firme e de várzea. Silício (Si), Titânio (Ti), Crômio (Cr), Níquel (Ni), Zinco (Zn), Bromo (Br). Para cada elemento inorgânico o gráfico Boxplot representa os percentis 25 a 75 (com a mediana nele contida) .....	56
<b>Figura 15b.</b> Teor dos elementos inorgânicos nas amostras de folhas das plantas de dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> L., avaliados nas áreas Terra firme e de Várzea. Ítrio (Y), Háfnio (Hf), Iodo (I), Itérbio (Yb). Para cada elemento inorgânico o gráfico Boxplot representa os percentis 25 a 75 (com a mediana nele contida). Os bigodes representam os maiores e menores valores que não são outliers.....	57
<b>Figura 16.</b> Acúmulo dos elementos inorgânicos nas amostras de folhas das plantas de dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> L., avaliados nas áreas Terra firme e de Várzea. Silício (Si), Titânio (Ti), Háfnio (Hf), Ítrio (Y), Iodo (I), Itérbio (Yb). Para cada elemento inorgânico o gráfico Boxplot representa os percentis 25 a 75 (com a mediana nele contida). Os bigodes representam os maiores e menores valores que não são outliers.....	58

<b>Figura 17.</b> Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média nas amostras de folhas das plantas de dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> L., com base em análises de elementos químicos presentes nas folhas das plantas. Coeficiente de correlação cofenética: $r = 0,8890$ . A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977).....	59
<b>Figura 18.</b> Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias genéticas entre nas amostras de folhas das plantas de dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> L., com base nos dados das análises das folhas.....	60
<b>Figura 19.</b> Análise de Componentes Principais (PCA) para dados de amostras de folhas das plantas de dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> L. As elipses indicadas no gráfico, representam as regiões de confiança para caracterização das áreas estudadas.....	61
<b>Figura 20.</b> Representação gráfica dos parâmetros de biomassa vegetal de <i>Urena lobata</i> L. Massa seca da folha (MSF), Razão de massa foliar (RMF), Razão de massa da raiz (RMR) e Raiz/Folha (RRF), avaliadas na área terra firme com presença de resíduos sólidos urbanos e área de várzea.....	62
<b>Figura 21.</b> Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média entre dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> , com base em análises de massa seca das plantas. Coeficiente de correlação cofenética: $r = 0,7696$ . A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977). .....	63
<b>Figura 22.</b> Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias genéticas entre dezesseis genótipos de <i>Urena lobata</i> , com base nas análises de matéria seca.....	64
<b>Figura 23.</b> Análise de Componentes Principais (PCA) para Massa Seca de <i>Urena lobata</i> . As elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.....	64
<b>Figura 24.</b> Correlação de Person entre os componentes inorgânicos, massa seca foliar (MSF), razão da massa seca foliar (RMF), razão da massa seca da raiz (RMR), razão raiz/folha (RRF) de <i>Urena lobata</i> . Massa seca foliar (MSF), massa seca da raiz (MSR), razão de massa foliar (RMF), razão de massa da raiz (RMR), e razão raiz/folha (RR), folha (F) e raiz (R).....	65
<b>Figura 25.</b> Mapa de ocorrência de <i>Urena lobata</i> nos biomas brasileiros. Modelo Envelope Score.....	92
<b>Figura 26.</b> Distribuição de <i>Urena lobata</i> , no Brasil, para o período atual. Modelo Envelope Score.....	93
<b>Figura 27.</b> Distribuição e potencial de adequabilidade de <i>Urena lobata</i> , no Brasil, para o cenário RCP 4.5, período 2050. Modelo Envelope Score.....	94
<b>Figura 28.</b> Distribuição e potencial de adequabilidade de <i>Urena lobata</i> , no Brasil, para o cenário RCP 4.5, período 2070. Modelo Envelope Score.....	95

<b>Figura 29.</b> Distribuição e potencial de adequabilidade de <i>Urena lobata</i> , no Brasil, para o cenário RCP 8.5, período 2050. Modelo Envelope Score.....	96
<b>Figura 30.</b> Distribuição e potencial de adequabilidade de <i>Urena lobata</i> , no Brasil, para o cenário RCP 8.5, período de 2070. Modelo Envelope Score.....	97
<b>Figura 31.</b> Área de distribuição (Km <sup>2</sup> ) de <i>Urena lobata</i> por bioma, no Brasil, nos períodos 2050 e 2070, no cenário RCP 4.5 (modelo Envelope Score). Fonte: GOMES (2020) .....	98
<b>Figura 32.</b> Área de distribuição (km <sup>2</sup> ) de <i>Urena lobata</i> por bioma, no Brasil, nos períodos 2050 e 2070, no cenário RCP 8.5 (modelo Envelope Score). Fonte: GOMES (2020) .....	99

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Coordenadas geográficas das plantas coletadas para estudo em área de terra firme e várzea, Am-Brasil.	38
<b>Tabela 2.</b> Mediana dos teores de elementos inorgânicos ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ), determinados nos solos rizosféricos, raízes e folhas de <i>Urena lobata</i> nas áreas de terra Firme e de Várzea e os valores de referência de qualidade do solo (VRQ) e valor de prevenção(VP).....	47
<b>Tabela 3.</b> Medias da Massa seca foliar (MSF), massa seca raiz (MSR), razão massa foliar (RMF) e razão massa raiz (RMR) e razão raiz/folha (RRF), de <i>Urena lobata</i> L. presentes na área de terra firme e de várzea.....	62
<b>Tabela 4.</b> Teor foliar ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) de elementos inorgânicos em genótipos de <i>Urena lobata</i> , crescendo em área terra firme com presença de resíduos sólidos urbanos e área de várzea com plantio da espécie.....	67
<b>Tabela 5.</b> Área de distribuição ( $\text{Km}^2$ ) de <i>Urena lobata</i> em 2020, na projeção do cenário RCP 4.5 para os períodos 2050 e 2070 e percentuais de alteração de área.....	98
<b>Tabela 6.</b> Área de distribuição ( $\text{Km}^2$ ) de <i>Urena lobata</i> em 2020, na projeção do cenário RCP 8.5 para os períodos 2050 e 2070 e percentuais de alteração de área.....	99

## **LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS**

Al - Alumínio

Br - Bromo

Ca - Cálcio

Cu - Cobre

Cr – Crômio

Fe - Ferro

Hf - Háfnio

I - Iodo

K - Potássio

Mg - Magnésio

MSF - Massa Seca Folha

MSR - Massa Seca Raiz

MST - Massa Seca Total

Ni - Níquel

Nb - Nióbio

P - Fósforo

Pb - Chumbo

RMF - Razão Massa Foliar

RMR - Razão Massa Razão

RRF - Razão Raiz/Folha

S - Enxofre

Se - Selênio

Si - Silício

Ti - Titânio

TXRF - Método de Fluorescência de Raios - X por Reflexão Total

VRQ - Valor de Referência de Qualidade

Y - Ítrio

Yb - Itérbio

Zn - Zinco

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. OBJETIVOS.....	12
2.1. Objetivo Geral.....	12
2.2. Objetivos Específicos.....	12
3. REFERENCIAL TEÓRICO.....	13
3.1. Origem, distribuição e classificação botânica da espécie.....	13
3.2. Importância econômica.....	14
3.3. Elementos traços.....	15
3.4. Fitorremediação.....	16
3.5. Fluorescência de Raio X por dispersão total (TXRF) .....	17
3.6. Mudanças climáticas.....	19
3.7. Modelagem de nicho ecológico e distribuição natural de espécies.....	21
3.8. Conservação de espécies.....	22
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	23
CAPÍTULO I - Diversidade fenotípica de <i>Urena lobata</i> L., por meio de componentes inorgânicos em área de terra firme e área de várzea.....	33
Resumo.....	33
Abstract.....	34
Introdução.....	35
Material e Métodos.....	36
Resultados.....	44
Discussão.....	68
Conclusão.....	76
Referências.....	77
CAPÍTULO II - Distribuição de <i>Urena lobata</i> L. no Brasil e projeções futuras conforme as mudanças climáticas globais.....	86
Resumo.....	86
Abstract.....	87
Introdução.....	88
Material e Métodos.....	90
Resultados.....	92
Discussão.....	99

Conclusão.....	102
Referências.....	104

## 1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas têm ocasionado efeito direto sobre a distribuição geográfica da maioria das espécies vegetais, cuja ocorrência em hábitat natural tende a diminuir ou ser alterada com os aumentos expressivos de temperatura (SANAULLAH et al., 2014). Os estudos da predição de ocorrência natural de plantas, têm sido realizados para espécies como: *Opuntia ficus-indica*, *Himatanthus drasticus*, *Hymenaea courbaril*, com o objetivo de analisar a distribuição atual e futura de espécies ao longo do tempo em diversos cenários climáticos (CAVALCANTE et al., 2020; GAIA et al., 2020).

A partir dos estudos de predição natural das espécies é possível identificar áreas de maior fragilidade para a ocorrência futura (GAIA et al., 2020). Nos últimos anos, ações antrópicas desordenadas têm causado intensas alterações nos ecossistemas naturais da América do Sul, afetando todos os biomas e causando fenômenos diversos como: tempestades, enchentes, secas e outros, de preocupação para todo o planeta. Além das mudanças climáticas, os ecossistemas naturais estão expostos a atividades antrópicas que lançam na atmosfera, no solo e no ambiente aquático, elementos que em altas concentrações causam efeito tóxico aos seres vivos (PEREZA et al., 2021; CASTANHO et al., 2020).

As atividades antrópicas, principalmente as relacionadas aos avanços da urbanização e da industrialização, e o constante crescimento populacional desordenado das últimas décadas (ANDRADE et al., 2017) além de contribuírem para as mudanças climáticas, têm contribuído para o aumento da concentração direta de elementos contaminantes nos sistemas solo e água (DOS SANTOS et al., 2020; SILVA et al., 2015) e, indiretamente em plantas, animais e seres humanos (CAMPOS et al., 2018). O equilíbrio dos ecossistemas naturais é alterado comprometendo componentes como solo e água utilizados para a agricultura.

Nas plantas, o acúmulo de elementos-traço depende de uma série de fatores, como: reação do solo, natureza do metal, teor de matéria orgânica e capacidade do solo de reter cátions (MCBRIDE, 1995; YADA et al., 2020). Algumas espécies vegetais têm mecanismos de defesa que compreendem a expressão e ativação de enzimas antioxidantes, bem como a formação de agentes quelantes devido ao contato com metais pesados. Plantas também variam de altamente sensível a tolerante à acumulação de metais pesados (OVEČKA e TAKÁČ, 2014; SILVA et al., 2018).

O equipamento de Fluorescência de Raio-X por dispersão total (TXRF) é uma ferramenta versátil para análise multielementar simultânea para detectar quase todos os elementos do sistema periódico, ou seja, do sódio ao urânio em concentrações maiores e menores com limites de detecção baixos ( $\mu\text{g} / \text{L}$  ou inferior). Possui alta reprodutibilidade de resultados (1-2%), tempos de medição curtos (100-1000s) para análise multielementar simultânea e usa pequena quantidade de amostra analisada (5-20  $\mu\text{L}$ ) (ALOV, 2011). O TXRF é útil para uso em análises de amostras ambientais com digestão química anterior, como água, esgoto, sedimentos, solos, partículas em suspensão, filtros de ar, plantas, algas e para identificar plantas com potencial fitorremediador (KLOCKENKÄMPER, 2014; LARA-ALMAZÁN, 2021).

As espécies vegetais quando conseguem sobreviver em solos com altos teores de elementos traços, podem absorver ou não esses elementos. Existem aquelas espécies que possuem habilidade para absorver os metaloides disponíveis no solo por meio da fitoextração e fitorremediação. Outras espécies possuem resistência à toxicidade, crescem e produzem mesmo em solos contendo altas concentrações de contaminantes e possuem mecanismos que impedem sua absorção (CARMO et al., 2008; SILVA et al., 2018).

A fitorremediação tem sido utilizada por meio de espécies vegetais capazes de tolerar áreas contaminadas e retirar elementos traços do solo e água. Estudos de prospecção de espécies fitorremediadoras de fácil cultivo têm sido realizados com o objetivo de despoluição do solo e água (ALVES et al., 2016; SOUZA et al., 2018). O girassol (*Helianthus annuus* L.) é capaz de remover grandes quantidades de chumbo e cobre do solo (YEH et al., 2015). *Canavalia ensiformis*, *Crotalaria juncea*, *Stizolobium aterrimum*, *Brachiaria brizantha*, *Eleusine coracana* e *Lolium multiflorum* são capazes de fitorremediar solos contaminados por herbicidas (MADALÃO et al., 2016; SOUTO et al., 2020).

Um estudo da diversidade fenotípica foi realizado para *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hoch em duas áreas de fitofisionomias diferentes do Amazonas, uma de florestas naturais e a outra antropizada com a presença de resíduos sólidos, por meio de Fluorescência de Raio-X por reflexão total (TXRF) revelou que a espécie tem potencial bioindicador e fitorremediador (TOMAZ, 2021). No fragmento florestal, a espécie apresentou altas concentrações foliares de Cr e Yb, sugerindo que *S. pulcherrimum*, possa ser uma espécie potencial para estudos de biomonitoramento por estar próxima a área industrial e estradas a fim de avaliar a contaminação por Cr e Yb via deposição atmosférica. Na área antropizada a espécie foi capaz de retirar e acumular Y

em suas folhas (TOMAZ, 2021). Estudos de espécies vegetais em diferentes áreas, como realizado para *S. pulcherrimum*, necessitam ser realizados para outras vegetais, como para *Urena lobata* L., espécie de interesse agrônomo para o cultivo em áreas de várzeas.

*Urena lobata* é uma espécie da família malvácea, única do gênero que ocorre no Brasil, distribuída principalmente em áreas abertas e degradadas (FRYXELL, 1988; BOVINI et al., 2015). Caracteriza-se pelas lâminas foliares inteiras a lobadas, com um nectário na nervura principal da face abaxial, pétalas róseas e frutos gloquidiados (BOVINI et al., 2015). No Amazonas, seu cultivo é realizado pela população ribeirinha nas margens dos rios Amazonas e Solimões. Tornando-se em determinado período do ano, única fonte de renda para essa população. É uma espécie que comparada a *S. pulcherrimum*, encontra-se distribuída em diferentes ambientes na Amazônia, antropizados com descarte de resíduos e ambientes naturais preservados.

O estudo da diversidade fenotípica de *U. lobata* quanto ao potencial de absorção de elementos traços, pode ser realizado comparando-se áreas antropizadas, como proposto no presente trabalho para áreas de terra firme e várzea, visando a caracterização de genótipos para o uso em fitorremediação. Análises como de agrupamento pelo método hierárquico das médias das distâncias (UGPMA), dispersão gráfica de similaridade, realizada pelo Método da Análise de Coordenadas Principais (PCA) e de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) podem ser usadas para complementar o estudo da diversidade fenotípica (CRUZ et al., 2012).

A sobrevivência de *U. lobata* em áreas alteradas e contaminadas por descarte de resíduos mostra que a espécie é rústica e merece ser estudada quanto ao potencial de fitorremediação e frente as mudanças climáticas, em cenários futuros.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Geral**

- Estudar a diversidade fenotípica e a predição da distribuição natural de *U. lobata* para uso e conservação *in situ*.

### **2.2. Específicos**

- Estudar a diversidade fenotípica de plantas de *U. lobata* de área de várzea e de área de terra firme;
- Caracterizar *U. lobata* como potencial bioindicadora e fitorremediadora de elementos traços;

- Analisar a predição da distribuição natural atual e futura de *U. lobata* no Brasil frente as mudanças climáticas, visando a conservação e uso da espécie.

### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1. Origem, distribuição e classificação botânica de *U. lobata* L.

A malva é uma planta dicotiledônea de origem asiática, de hábito perene. A reprodução pode ocorrer por meio de sementes ou por partes vegetativas.

A *U. lobata* é um planta cosmopolita, pode ser encontrada em várias partes do mundo tropical, onde é conhecida por algumas denominações. Na República Democrática do Congo, é conhecida como Congo Jute; no Peru, Jute; no Ceilão, Patta-appelle; na Índia, Banochra; nos Estados Unidos, Caesar weed ou Coklebur; na Venezuela, Cadilla ou Cadillo; em Madagascar, Paka, e no Brasil, como Malva, Malva roxa, Guaxuma, Carrapicho, entre outros (AUSTIN, 1999).

Pertencente ao Reino Plantae, Divisão Magnoliophyta, Classe Magnoliopsida, Ordem Malvales, Família Malvaceae, Gênero *Urena* e Espécie *Urena lobata* (BOVINI, 2010; BOVINI et al., 2015). A família Malvaceae é representada por aproximadamente 250 gêneros e 4.200 espécies distribuídas em regiões temperadas. No Brasil ocorrem aproximadamente 73 gêneros e 375 espécies (SOUZA e LORENZI, 2008). A *U. lobata* é a única espécie do gênero que ocorre no Brasil (BFG, 2015) e pode ser encontrada nas regiões Norte (Acre, Amazonas, Pará e Tocantins), Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba e Sergipe), Centro-Oeste (Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul e Mato Grosso), Sudeste (Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo) e Sul (Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina), associada à Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal, inclusive em áreas antropizadas (BFG, 2015; BOVINI et al., 2015).

A planta comporta-se como uma espécie arbustiva de caule ereto e ramificado, podendo atingir até quatro metros de altura, seus ramos são cilíndricos e alternos, estrelado-pubescentes; as folhas são alternas, pecioladas, variáveis na forma e no tamanho, apresentam como característica do gênero “nectários extra nupciais”; flores curtas pediceladas, solitárias e de coloração roxa ou róseas; fruto do tipo cápsula subglobosa composta de cinco carpelos indeiscentes, secos e tomentosos, cobertos de espinhos moles e recurvados; sementes lisas, cuneiformes de um lado e arredondadas do outro (BOVINI, 2010, FERNANDES e CRUZ, 2018).

Em campo, é facilmente reconhecida pela sua principal característica, que são as folhas trilobadas, com um nectário sobre a nervura média na face abaxial, e pelos frutos com cinco mericarpos aculeados na face dorsal, que adere as roupas e pelos de animais, ajudando assim, sua dispersão (BOVINI, 2010).

### 3.2. Importância econômica

Durante os anos de 1920 a 1930, a malva foi intencionalmente introduzida como cultura de fibra no Congo Belga, na África Central e na América do Sul (GROOF, 1940).

A valorização da espécie deve-se à produção de uma fibra extremamente resistente, tornando-se matéria-prima indispensável para a fabricação de sacarias para o armazenamento de produtos agrícolas, como café, batata, castanha do brasil, entre outros. O controle da umidade desses produtos é outra vantagem do uso da sacaria confeccionada, com fibra (VIÉGAS et al., 2019).

Outras utilidades são atribuídas a fibra de malva, como a fabricação de papel, barbantes, cordas, fundo de tapetes, lonas, telas para artesanatos, entre outros (SOARES, 2015). Estudos recentes, destacam o grande potencial das fibras de *U. lobata* como reforços em compósitos poliméricos para aplicações domésticas e industriais (NJOKU et al., 2020).

No Brasil, sua caracterização e comercialização estão pautadas na Lei nº 6.305, datada de 15 de dezembro de 1975, e no Decreto nº 82.110, de 14 de agosto de 1978, e na portaria nº 150 de 8 de junho de 1982 do MAPA (Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento), que define fibra de malva como a fibra proveniente da espécie *U. lobata* (BENTES et al., 2019).

Do ponto de vista medicinal, no Brasil, existem poucos relatos da utilização da espécie como planta medicinal, diferente da China e Índia, onde sua utilização é bastante difundida na produção de fitoterápicos para o tratamento da malária, traumas, sangramentos, bronquites, diabetes, além de ser excelente antibacteriano, amebicida e possuir efeitos emolientes e diuréticos (GAO et al., 2015; BABU et al., 2016; GARUBA et al., 2021).

O cultivo dessa espécie fibrosa é de grande importância socioeconômica para o Estado do Amazonas, e está diretamente ligada ao interesse de desenvolvimento sustentável no meio rural para os agricultores familiares (CASTRO et al., 2018). A cultura da malva apresenta-se em segundo lugar em área assistida com 3.050 ha, envolvendo 2.085 beneficiários, sendo os principais produtores os municípios de Manacapuru (1.200

ha), Anori (450 ha), Anamã (450 ha), Caapiranga (200 ha) e Parintins (180 ha) (IDAM,2020). Esses municípios são os impulsionadores da produção de fibra do Estado do Amazonas, tornando-o maior produtor de fibras de malva do país (IBGE-PAM, 20120).

### 3.3. Elementos traços

Elementos-traço ou metalóides referem-se àqueles elementos que ocorrem em níveis de traço abaixo de  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Comumente são utilizados para definir elementos químicos que em baixas concentrações no ambiente e podem vir a constituir uma fonte potencial para a poluição ambiental (GUARDA et al., 2021).

Os elementos-traço sempre serão onipresentes em solos, tendo origem tanto pelas ações naturais (litogênica ou pedogênica), através do intemperismo de rochas e minerais e processos de formação do solo, emissões vulcânicas e outros; quanto por interferência humana, tais como aterros sanitários, atividades industriais e de mineração, aplicações de corretivos de solo, fertilizantes e defensivos agrícolas, entre outros (LONGO et al., 2020; MARQUES et al., 2021).

Os elementos-traço que ocorrem naturalmente no solo, tais como Manganês (Mn), cobalto (Co), cobre (Cu), zinco (Zn) são considerados micronutrientes, e desempenham importante papel na nutrição de plantas e animais, enquanto outros, como cádmio (Cd), chumbo (Pb), arsênio (As) e selênio (Se), exercem efeitos deletérios sobre vários componentes da biosfera (ALLOWAY, 1995; KABATA-PENDIAS, 2011).

O conhecimento do conteúdo de elementos-traços no solo representa uma importante ferramenta para auxiliar no manejo de áreas naturais ou Terra firme, seja para monitoramento ambiental, recuperação de ambientes contaminados ou para uso e ocupação adequados (CONAMA, 2009; CHAPMAN, 2012; ALMEIDA et al., 2016; SILVA et al., 2017).

A legislação ambiental brasileira por meio do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) recomenda que cada estado estabeleça seus valores de referência de qualidade (VRQs), levando em consideração as variações ambientais de cada região (CONAMA, 2009). Alguns estados brasileiros já possuem VRQs estipulados, como São Paulo (CETESB, 2005), Minas Gerais (COPAM, 2011), Rio Grande do Sul (FEPAM, 2014), Paraíba (ALMEIDA et al., 2016), Mato Grosso (SILVA et al., 2017), Amazonas (REBÊLO et al., 2020). No Amazonas, o estudo foi realizado na área de pesquisa da Reserva Biológica do Cuieiras do Programa de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na

Amazônia (LBA) do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), localizada a 60 km ao norte da cidade de Manaus (REBÊLO et al., 2020).

O acúmulo de elementos-traço nas plantas depende de uma série de fatores, tais como: reação do solo, natureza do metal, teor de matéria orgânica e capacidade do solo de reter cátions (YADA et al., 2020). No entanto, muitas plantas têm mecanismos de defesa que compreendem a expressão e ativação de enzimas antioxidantes, bem como a formação de agentes quelantes devido aos metais pesados (SILVA et al., 2018).

Plantas também variam de altamente sensível a tolerante a acumulação de metais pesados (OVEČKA; TAKÁČ, 2014; SILVA et al., 2019). Algumas plantas possuem capacidade de adaptar-se, interagindo simbioticamente com outros organismos. Essa interação é determinante para a adaptação em ambientes como solos salinos, ácidos, pobres e ricos em nutrientes ou excessivamente contaminados com metais (SILVA, 2019). Essas plantas desenvolveram mecanismos fisiológicos a fim de tolerar, sobreviver e resistir no processo de seu crescimento em solos contaminados por metais pesados, normalmente podem reduzir a absorção dos metais, transferi-los para as folhas ou absorvê-lo e acumulando-o em sua biomassa aérea (SILVA et al., 2019).

### **3.4. Fitorremediação**

A fitorremediação pode ser definida como um conjunto de tecnologias que empregam plantas e seus microrganismos associados para a redução das concentrações ou dos efeitos tóxicos de contaminantes presentes no ambiente (ANDRADE et al., 2007; ALI et al., 2013; HOLZBACH; KRAUSER; SIEBENEICHLERB, 2020). Este processo pode ser realizado por plantas naturais ou plantas modificadas geneticamente, a fim de se obter melhores resultados (HOLZBACH; KRAUSER; SIEBENEICHLERB, 2020).

As plantas se adaptam a ambientes extremamente diversos, de forma que muitas espécies possuem a capacidade de interagir simbioticamente com outros organismos. Essa interação é determinante para a adaptação em ambientes como solos salinos, ácidos, pobres e ricos em nutrientes ou excessivamente contaminados com metais, caracterizando-se como plantas fitorremediadoras (SILVA et al., 2019).

A seleção de espécies que são capazes de absorver e tolerar certos elementos químicos poluentes é um dos principais pontos de potencialização da Fitorremediação. Contudo, torna-se preciso a seleção de espécies de fácil cultivo e controle, além da capacidade para despoluição do solo e da água (ALVES et al., 2016; SOUZA et al., 2018).

Para que a planta tenha um potencial fitorremediador é preciso que ela tenha a capacidade de absorver, tolerar ou reter contaminantes nas raízes, apresente um sistema radicular profundo e espesso, aumento do teor de biomassa, maior taxa de crescimento, alta capacidade de transpiração, fácil colheita, exsudação radicular, resistência a pragas e patógenos, facilidade no controle, eficiência na absorção e resistência aos elementos contaminantes (COUTINHO et al., 2015; SHABIR et al., 2018). As plantas dificilmente reúnem todas as características de interesse, no entanto, podem conter o máximo possível dessas (MARQUES et al., 2011; RODRIGUES et al., 2018).

A fitorremediação de solo contaminado com elementos-traços envolve várias etapas e processos, como: Fitoextração - que incluem a extração, transporte das raízes para outras partes da planta e armazenamento; Fitovolatilização - as plantas captam os metais e os transpiram através do xilema, que são posteriormente transformados em formas voláteis e, finalmente, liberados na atmosfera via estômatos. Fitoestabilização - limitação da mobilidade do contaminante no meio por métodos físicos (reduzindo erosão ou lixiviação) ou químicos (oxidação/redução, precipitação); Fitodegradação ou Fitotransformação - biotransformação do contaminante em substâncias com menor toxicidade à planta, degradação ou imobilização (ALI et al., 2013; GOMES et al., 2016; SILVA et al., 2019; HOLZBACH; KRAUSER; SIEBENEICHLERB, 2020).

Existem inúmeras plantas, como *Brassica juncea* (mostarda-chinesa), *Arabidopsis thaliana* (mostarda), *Helianthus annuus* (girassol), *Sesamum indicum* (gergelim) que podem acumular Cd, Zn, Ni, Cr, Pb e Cu (ALABOUDI et al., 2018; ZOU et al., 2020). Portanto, faz-se necessário estudos em plantas amazônicas para verificar o potencial fitorremediador dessas espécies, como a *U. lobata*, uma planta rústica, que consegue se adaptar em diferentes ambientes.

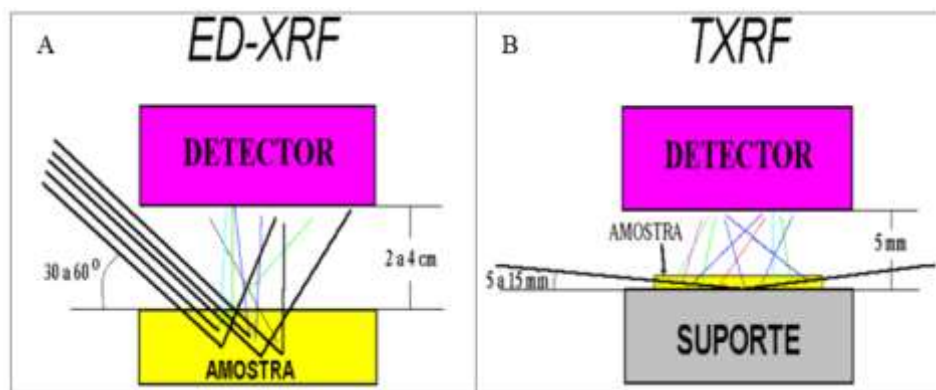
### 3.5. Fluorescência de raios X por reflexão total (TXRF)

Os sistemas de espectrômetros são geralmente divididos em dois grupos principais: sistemas de dispersão de comprimento de onda (WD-XRF) e sistemas de energia dispersiva (ED-XRF). A técnicas de fluorescência de raios X por reflexão total (TXRF), e definida como uma variante da ED-XRF (NASCIMENTO FILHO, 1993; SANTOS, et al., 2013).

A técnica de fluorescência de raios X por reflexão total (TXRF-*Total Reflection X-Ray Fluorescence*) foi apresentada pela primeira vez em 1971 (YONEDA e HORIUCHI, 1971). A técnica baseia-se nos mesmos princípios da técnica convencional

(ED-XRF), embora com algumas diferenças na configuração do equipamento, que são bastante significativas.

No ED-XRF tradicional, a amostra geralmente é espessa e o ângulo de incidência é da ordem de  $45^\circ$ , e neste caso, o feixe incidente é refratado, ocorrendo então os espalhamentos Rayleigh e Compton na amostra. Além disso, essas radiações espalhadas podem interagir com o detector, ocasionando outro efeito Compton e consequentemente contribuindo para o aumento da região do *continuum* sob os picos característicos. Enquanto, que no TXRF o feixe incidente não interage com o suporte, mas atravessa todo o filme fino formado pela deposição da amostra, tanto no sentido da incidência como na emergência, e com isto há grande probabilidade de excitar os átomos que compõe a amostra (Figura 1).



**Figura 1.** Geometria de excitação/detecção da ED-XRF(A) e TXRF(B), com linhas contínuas representando os raios X incidentes e espalhados, e os tracejadas os raios X característicos  
**Fonte:** adaptada de Filho, 1999 (Dept. de Ciências Exatas/ESALQ).

As vantagens do uso da TXRF em relação à ED-XRF é que a mesma pode ser utilizar amostras líquidas ( $\mu\text{L}$ ) e sólidas (mg), não ocorrem os efeitos de absorção e reforço e portanto, não há necessidade de correção do efeito matriz (SIMABUCO e NASCIMENTO FILHO, 1994; ZUCCHI e NASCIMENTO FILHO 1994; CARNEIRO e NASCIMENTO FILHO, 1996; SANTOS et al., 2013), menor distância entre amostra e detector (resultando maior eficiência de detecção dos raios X), e diminuição do *continuum* sob os picos, resultando maior sensibilidade e precisão analítica (SANTOS et al., 2013; BILO et al., 2015; BELTRÁN et al., 2019; GRUBER et al., 2020).

A análise multielementar e o baixo custo são duas vantagens significativas desta técnica (BELTRÁN et al., 2019). É um método adequado para análise de macro, micro e elementos traço, sem a necessidade de preparação complexa de amostras, tornando-se

muito atraente em muitos campos da ciência como no monitoramento ambiental na obtenção de informações qualitativas e quantitativas da composição elementar de vários tipos de amostras, como água, solo sedimento e vegetais, entre outros (STOSNACH, 2006; WINKLER, 2020; MARGUÍ et al., 2021).

Estudos de avaliação ambiental envolvendo a técnica de TXRF, são recorrentes na literatura (PAULETTE et al., 2015; ESPINOZA-QUÍÑONES et al., 2015; BELTRÁN et al., 2020; DOMÍNGUEZ et al., 2020; FOMBA et al., 2020; SON et al., 2020; LARA-ALMAZÁN et al., 2021).

### 3.6. Mudanças climáticas

As Mudanças Climáticas (MC) são alterações no clima ao longo de períodos comparáveis, intensificadas por ações antropogênicas, que impõem riscos ao meio ambiente e à sociedade, e podem afetar diretamente os serviços ecossistêmicos, como o acesso a água, produção de alimentos e saúde, além do aumento da pressão sobre os recursos naturais, tornando-se um dos maiores desafios do século (IPCC, 2014; ALCÂNTARA e SAMPAIO, 2018; JUNIOR et al., 2018).

Existem indicações de que o clima mundial está passando por alterações nas últimas décadas, especialmente pelo aumento das temperaturas e as mudanças de precipitações (IPCC, 2013). As projeções realizadas no IPCC/AR5 apontam que a Terra sofrerá um aumento da temperatura média das superfícies até o ano 2100 de 0,9 a 1,7 °C nos cenários mais otimistas, e de 2,6 a 4,8°C no cenário mais pessimista (PEARSON et al., 2014; PACIFICI et al., 2015). Para estimar as mudanças climáticas futuras e verificar os possíveis impactos na sociedade, projeções têm sido conduzidas pela comunidade científica baseadas nas tendências futuras de emissões de gases de efeito estufa (GEE) (VANVUUREN et al., 2011; SOUZA et al., 2020).

O *Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas* (IPCC, na sigla em inglês) criado em 1988, pela Organização Meteorológica Mundial (OMM) e pelo Programa das Nações Unidas (UNEP), tem como objetivo fornecer a sociedade uma avaliação abrangente do conhecimento científico sobre as mudanças climáticas que afetam o mundo, apontando suas causas, efeitos e riscos à humanidade e ao meio ambiente e, ao mesmo tempo, respostas relacionadas à mitigação e adaptação de seres vivos (DAWSON et al., 2020).

No relatório (IPCC-AR5) foram criados quatro cenários futuros de forçantes radiativas climáticas, os chamados *Representative Concentration Pathways* (RCPs). Os

RCPs são de maneira simples, a medida de influência que um ou mais fatores têm de alterar o balanço de energia do sistema climático (VAN VUUREN et al., 2011; SOUZA et al., 2020; SILVA et al., 2016). Cada RCP pode resultar de futuras combinações econômicas, tecnológicas, demográficas, políticas, institucionais (IPCC, 2014). Os quatro RCPs: RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 8.0 e RCP 8.5 são úteis na predição da distribuição natural futura de espécies vegetais (MOSS et al., 2010).

O primeiro cenário corresponde ao RCP 2.6 denominado de cenário de mitigação, onde o forçamento radiativo ficará em torno de  $3,0 \text{ W m}^{-2}$  e a concentração de  $\text{CO}_2$  equivalente atingirá um pico em torno de 490 ppm antes de 2100 e então declinará. Esse cenário tem como objetivo manter o aumento global da temperatura abaixo dos  $2^\circ\text{C}$ . De todos os RCPs, este é o menos pessimista. Seu comportamento é de aumento, seguido por grande declínio das emissões de GEE.

RCP 4.5, é considerado o cenário intermediário, onde o forçamento radiativo será aproximadamente de  $4,5 \text{ W m}^{-2}$  e a concentração de  $\text{CO}_2$  equivalente ficará em torno de 650 ppm em 2100. Essa projeção é consistente com a estabilização da demanda energética mundial, fortes programas de reflorestamento e políticas climáticas rigorosas.

RCP 6.0, cenário intermediário, onde o forçamento radiativo será de cerca de  $6,0 \text{ W m}^{-2}$  e a concentração de  $\text{CO}_2$  equivalente em torno de 650 ppm em 2100. Juntamente com o RCP 8.5 são cenários que não incluem esforços adicionais na contenção de emissões de GEE. Seu comportamento é de estabilização até o final do século, não ultrapassando os valores mencionados de forçamento radiativos e  $\text{CO}_2$  equivalente.

RCP 8.5, cenário pessimista, onde o forçamento radiativo e a concentração de  $\text{CO}_2$  equivalente, em 2100, são maiores que  $8,0 \text{ W m}^{-2}$  e 1.370 ppm, respectivamente. Seu comportamento é de elevação acentuada das emissões de  $\text{CO}_2$  durante o século XXI em virtude do crescimento contínuo da população associada a um desenvolvimento tecnológico lento. Este cenário é considerado o mais pessimista em termos de emissões de GEE, sendo consistente com a carência de políticas para reduzir as emissões e forte dependência de combustíveis fósseis (MOSS et al., 2010; SOUZA et al., 2020).

Os cenários climáticos são projetados com base em informações técnicas científico sobre as mudanças no clima de mais de 130 países, integrantes do IPCC, incluindo o Brasil. As mudanças climáticas projetadas para o futuro apresentam um sério desafio para a humanidade. Seus efeitos mais intensos serão sentidos no futuro mais distante, mas as ações necessárias para diminuir seus impactos de maneira significativa devem ser feitas na atualidade (SOUZA et al., 2020).

### 3.7. Modelagem de nicho ecológico e distribuição natural de espécies

“Nicho ecológico é a soma total do uso dos recursos bióticos e abióticos por um organismo em seu ecossistema” (CAMPBELL, 1996). Modelos de nicho ecológico (ENM) usam a distribuição atualmente conhecida de uma espécie e as variáveis ambientais associadas a ela para modelar seu nicho ecológico no espaço ambiental e projetá-lo no espaço geográfico. ENM tem sido usado para abrir e testar hipóteses biogeográficas, ou em aplicações relativas à biologia da conservação, biologia de invasão, entre outras, e tornou-se uma ferramenta básica para ecologistas e tomadores de decisão (SÁNCHEZ-TAPIA et al., 2020).

No geral, o ENM de modelo preditivo de distribuição de espécies, está fundamentado em um tratamento computacional que combina os dados de ocorrência de uma ou mais espécies com variáveis ambientais, construindo assim, uma representação das condições requeridas pelas espécies (ANDERSON et al., 2003).

Os algoritmos são gerados a partir de um conjunto de regras, que vão desde soluções matemáticas mais simples as mais complexas, como o BioClim (BUSBY, 1991), o Euclidiano e Gower (*Euclidian and Gower Distances*) e o ENFA (*Ecological-Niche Factor Analysis*). Esses modelos são considerados de fácil compreensão e interpretação, aconselháveis para pesquisas voltadas para a forma, relação e ocorrência de determinada espécie para com os preditores ambientais. Os modelos baseados em regressão, o GAM (*Generalized Additive Model*) (HASTIE e TIBSHIRANI 1990; GUIAN et al., 2002), o MARS (*Multivariate Adaptive Regression Splines*) e o GLM (*Generalized Linear Models*) (MCCULLAGH e NELDER, 1989; GUIAN et al., 2002) se aplicam melhor quando os fatores ou mudanças ambientais ocorrem de forma linear. E os modelos mais complexos, como GARP (*Genetic Algorithm for Rule Set Production*) (STOCKWELL, 1999), ANN (*Artificial Neural Networks*), *Random Forests*, *Generalized Boosting Regression Model* e o *Maxent (Maximum Entropy)* (PHILLIPS et al., 2004), necessitam de vasto conteúdo estatístico, potencializando a conexão entre a ocorrência de indivíduos e os preditores ambientais.

Basicamente, o que estes algoritmos calculam é a similaridade ambiental entre os locais de ocorrência conhecidos para a espécie, isto é, com base na similaridade de condições ambientais e extrapola a provável presença para outras regiões onde não se sabe se há ocorrência, mas sabe-se que há condições ambientais para este fim. Assim, os locais de maior similaridade são considerados como áreas de elevado potencial de ocorrência (PAGLIA et al., 2012).

### 3.8. Conservação de espécies

Atualmente, há uma grande preocupação em relação às perdas de recursos genéticos da biodiversidade, em especial a conservação da diversidade genética do Brasil, que conta com cerca de 24% da flora mundial. Essa biodiversidade costuma ser conservada principalmente *in situ* e *ex situ* (RITO et al., 2021).

A conservação *in situ* representa a proteção das espécies em seus habitats naturais permitindo a continuidade evolutiva e a sustentação da vida silvestre (RITO et al., 2021). Em contrapartida, a conservação *ex situ* consiste na manutenção da diversidade genética fora de seu habitat natural para diversos fins que vão desde a preservação genética e proteção da diversidade até a conservação *in vitro* que contribui com o melhoramento genético, entre outras formas de uso (BRASIL, 2012; RITO et al., 2021). Isso poderia ser feito em bancos de genes, jardins botânicos ou outro ambiente (ZAIR et al., 2021). Já a conservação *on farm* está diretamente ligada à conservação *in situ*, no entanto, é utilizada por pequenos agricultores em suas fazendas com o cultivo de espécies silvestres ou crioulas, como são conhecidas. O cultivo é feito, normalmente, em pequenas comunidades que são consideradas o centro de origem da variedade agrícola tradicional alvo da conservação (CLEMENT et al., 2007; BRASIL, 2012; RITO et al., 2021).

#### 4. REFERÊNCIAS

- ALCÂNTARA, L. C. S., SAMPAIO, C. A. C., & ZABALA, L. U. (2018). Análise socioambiental: Zona de Educação para Ecodesenvolvimento e Experiência Cooperativa de Mondragón. *Sociedade e Estado*, v.33, p.887-914.
- ALABOUDI, K. A.; AHMED, B.; BRODIE, G. (2018). Phytoremediation of Pb and Cd contaminated soils by using sunflower (*Helianthus annuus*) plant. *Annals of agricultural sciences*, v.63, n.1, p. 123-127.
- ALOV, N.V.(2011). Total reflection X-ray fluorescence analysis: Physical foundations and analytical application (a review). *Inorg Mater* v.47, p.1487-1499.
- ALLOWAY, B.J. Heavy metals in soils. Glasgow: Black and Sons, 1995. 390 p.
- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications. *Chemosphere*, v. 91, n. 7, p. 869-881.
- ALMEIDA JÚNIOR, A. B. DE; NASCIMENTO, C. W. A. DO; BIONDI, C. M.; SOUZA, A. P. DE; BARROS, F. M. DO R. (2016). Background and reference values of metals in soils from Paraíba State, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 40, e 0150122. Doi.org/10.1590/18069657rb cs20150122.
- ALVES, O.; BANDEIRA, O.; BORGES, A.; PRADO, R.; PASQUALETTO, A. (2016). Biotecnologias de remediação de solos contaminados com agroquímicos. *Agrarian Academy*, v.3, n.5.p.5.
- ANDERSON, R.P.; LEW, D. & PETERSON, A.T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, v.162, p. 211-232.
- ANDRADE, A.X.; SOARES, E.M.B.; CUNHA, D.A. & OLIVEIRA, M.L.R. (2017). Riscos e incertezas: a realidade pós-extração do minério de chumbo em Boquira, BA. *Interações*, v.18, p.103-117.
- ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER C. F. (2007). Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental. *Oficina de Textos*: São Paulo.
- AUSTIN, D. F. (1999). Erva daninha de César (*Urena lobata*): Um exótico invasor ou nativo da Flórida. *Wildland Weeds*.v.3, n.1, p. 13-16.
- BABU, S. S; MADHURI, D. B AND REDDY, D. S (2016). Anxiolytic anti-depressant and anti-inflammatory activity of ethanolic extract of *Urena lobata* leaf. *Int. J. Pharm. Res.Health Sci.* v.4, p.1284-1290.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. (2012). Conservação in situ, ex situ e on farm. Obtido em <https://www.mma.gov.br/biodiversidade/conservacao-epromocao-do-uso-da-diversidade-genetica/agrobiodiversidade/conservacao-in-situ,-ex-situ-e-ofarm>. Acessado em: 12 de Set de 2021.

BENTES, J.G.; PEREIRA, H.S.; MENDES, M.A.S.; CASTRO, A.P.; CUNHA, A.L.B. (2019). Espaçamento para produção de sementes de malva (*Urena lobata* L.) em terra firme na região de Manaus-AM. *Revista Ciências Agrárias*, v. 60, n. 2, p. 141-146.

BFG - The Brazil Flora Group. (2015). Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. *Rodriguésia*, v.66, p.1085-1113.

BELTRÁN B.; MARTÍNEZ-SERRANO I.; RAMOS-SANCHEZ V.; CHÁVEZ-FLORES D.; SUÁREZ-DOMÍNGUEZ E. (2019). Development and Validation of a New Method for Determination of Pb and Cr in Marine Organisms by Total Reflection X-Ray Fluorescence (TXRF). *J. Anal. Methods Chem.* p.1-7.

BELTRÁN, B. G.; RAMOS-SANCHEZ, V.; CHÁVEZ-FLORES, D.; RODRÍGUEZ-MAESE, R.; PALACIO, E. (2020). Total Reflection X-Ray Fluorescence Spectroscopy (TXRF) Method Validation: Determination of Heavy Metals in Dietary Supplements. *Journal of Chemistry*.

BOVINI, M.G. (2010). Malvaceae s.str. na Reserva Rio das Pedras, Mangaratiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, v. 61, n. 2, p. 289-301. Disponível em: <http://rodriguesia.jbrj.gov.br>. Acesso: em 28 jan. 2019.

BOVINI, M.G.; ESTEVES, G.; DUARTE, M.C. (2015). Malvaceae. In: Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p. 45.

BILO, F. L.; BORGESE, A.; ZACCO, A.; LAZO, P.(2015). “Total detection X-ray fluoresces spectroscopy to evaluate heavy metals accumulation 2015.in legumes,” *Analytical and Bioanalytical Technique*, vol. 7, no. 1, pp. 1-7.

BUSBY, J. R. (1991). BIOCLIM- a bioclimate analysis and prediction system. *Plant Prot Q*, v.6, p. 8-9.

CAMPOS, M.L.; ANDREOLA, A.; BUENO, D.K.; DANIEL, E.S.; LOPES, H.S.S.; BORGES, K.S.C.; SOUZA, L.C. (2018). Riscos à saúde humana decorrentes da contaminação ambiental por arsênio, cádmio, chumbo e mercúrio. In: HESS, S.C. (Org.). *Ensaio sobre a poluição e doenças no Brasil*. 1º ed. São Paulo, SP. p. 263-280.

CARNEIRO, A. E. V.; NASCIMENTO FILHO, V. F. (1996). Fluorescência de raios X por dispersão de energia: Análise quantitativa de amostras geológicas. *Revista de Ciência e Tecnologia*, Piracicaba, v.52, n.10, 18 p.

CASTRO, A. P.; GOMES, L. M.; LOBATO, A. C. N.; BRITO A. C. (2018). Estratégia para dinamização da cadeia produtiva de Juta e Malva no Estado do Amazonas. *Revista Terceira Margem Amazônia*. v. 3, n. 10.

CATANHO, P. A. G.; SILVA, E. M. D.; GOMES, D. T.; ALVES, J. M. B. (2020). Alterações Climáticas, Incremento dos Desastres e Necessidades Preventivas. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.35, p.517-528.

CAMPBELL, N.E. (1996). *Biology*. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc., Menlo Park, California.

CARMO, M. L.; PROCOPIO, S. D. O.; PIRES, F. R.; CARGNELUTTI FILHO, A.; BARROSO, A. L. L.; SILVA, G. P.; PACHECO, L. P. (2008). Seleção de plantas para fitorremediação de solos contaminados com picloram. *Planta Daninha*, v.26, p.301-313.

CRUZ, C. D.; REGAZZI, A. J.; CARNEIRO, P. C. S. (2012). Modelos Biométricos Aplicados ao Melhoramento Genético. Viçosa: UFV.

CAVALCANTE, A. D. M. B.; FERNANDES, P. H. C.; SILVA, E. M. D. (2020). *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill. and Climate Change: An Analysis in the Light of Modeling Potential Distribution of Species in the Caatinga Biome. *Revista Brasileira de Meteorologia*, (AHEAD).

CETESB - (2005). Companhia de tecnologia de saneamento ambiental. Decisão da Diretoria nº 195/2005-E, de 23 de novembro de 2005: Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências. 4 p. Disponível em [www.cetesb.sp.gov.br](http://www.cetesb.sp.gov.br). Acessado em 20 set. 2021.

CLEMENT, C. R., ROCHA, S. F. R., COLE, D. M., & VIVAN, J. L. (2007). Conservação on farm. Recursos genéticos vegetais, 511-543. ISBN 978-85-87697-34-9.

COUTINHO, P.; CADORIN, D.; NORETO, L.; GONÇALVES-JR, A. (2015). ALTERNATIVAS DE REMEDIAÇÃO E DESCONTAMINAÇÃO DE SOLOS: biorremediação e fitorremediação. *Nucleus* (Online), Ituverava, v.12, n.1, p. 59-68.

CONAMA - (2009). Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA Nº 420/2009. CPRH. Agência Estadual de Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 7, de 7 de julho de: estabelece os valores de referência da qualidade do solo (VRQ) do Estado de São Paulo de áreas contaminadas por metais pesados. Disponível em: <http://www.legmetais.pesados.isweb.com.br>. Acessado em: 22 de set. de 2021.

COPAM - (2014). Conselho de Proteção Ambiental. Estabelece os valores orientadores de qualidade do solo do Estado da Paraíba quanto à presença de metais pesados. Deliberação n. 3602, de 16 de dezembro de 2014. Diário Oficial do Estado da Paraíba, n 15.713, p. 15-16, 2014. Disponível em: <http://static.paraiba.pb.gov.br/2014/12/Diario-Oficial-18-12-2014.pdf>. Acesso em: 27 out. 2021.

DAWSON, J., HOLLOWAY, J., DEBORTOLI, N., & GILMORE, E. (2020). Treatment of International Economic Trade in Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Reports. *Current Climate Change Reports*, p.1-11.

DOMÍNGUEZ CRUZ, F. G., REZA DELGADO, M., GABALDÓN YÁÑEZ, A. Y., MÁRQUEZ MONTES, M. G., & BELTRÁN PIÑA, B. G. (2020). Espectroscopía de fluorescencia de rayos X por reflexión total (TXRF): Validación y aplicación en suplementos alimenticios. <https://revistatediq.azc.uam.mx/Docs/Revista-TeDIQ-2020>.

DOS SANTOS, N. L.; DOS ANJOS, J. A. S. A.; KLAMMLER, H. (2020). Exposição da Zona Urbana de Boquira, estado da Bahia, aos Metais Tóxicos Associados à Bacia de

Rejeito de Mineração Abandonada. Anuário do Instituto de Geociências, v.43, n.3, 280-291.

ESPINOZA-QUIÑONES, F. R., MÓDENES, A. N., DE PAULI, A. R., & PALÁCIO, S. M. (2015). Analysis of trace elements in groundwater using ICP-OES and TXRF techniques and its compliance with Brazilian protection standards. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 226, n.3, 1-12.

FEPAM. (2014). Fundação Estadual do Meio Ambiente - RS. Relatório Pró-Guaíba: rede de monitoramento ambiental. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br>. Acesso em: 14 ago. 2021.

FERNANDES, A. J.; CRUZ, A. P. O. (2018). Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: Malvaceae. *Rodriguésia*, v.69, p.1237-1254.

FILHO, N. F. V. (1999). Técnicas Analíticas Nucleares de Fluorescência de Raios X por Dispersão de Energia (ED-XRF) e por Reflexão Total (TXRF). Dept. de Ciências Exatas/ESALQ. Laboratório de Instrumentação Nuclear/CENA.

FOMBA, K. W., DEABJI, N., BARCHA, S. E. I., OUCHEN, I., ELBARAMOUSSI, E. M., EL MOURSIL, R. C., ... & HERRMANN, H. (2020). Application of TXRF in monitoring trace metals in particulate matter and cloud water. *Atmospheric Measurement Techniques*, 13(9), 4773-4790.

FRYXELL, P.A. 1988. Malvaceae of Mexico. *Systematic Botany Monographs* 25: 1–522.

GAIA, J. A., DE SOUZA, B. I., DE LUCENA, R. F. P., SOUZA, R. S., & GAIA, C. L. B. (2020). Modelagem e distribuição potencial de espécies arbóreas relevantes para a dinâmica sociocultural e ecológica do Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí, Brasil. *Sociedade & Natureza*, 32, 832-846.

GAO, X. L.; LIAO, Y.; WANG, J.; LIU, X. Y.; ZHONG, K.; HUANG, Y. N.; GAO, H.; GAO, B. AND XU, J. (2015). Discovery of a potent anti-yeast triterpenoid saponin, clematoside-S from *Urena lobata* L. *International Journal of Molecular Science*, v.16, p.4731-4743.

GOMES, M. A. C.; HAUSER-DAVIS, R. A.; SOUZA, A. N.; VITÓRIA, A. P. (2016). Metal phytoremediation: General strategies, genetically modified plants and applications in metal nanoparticle contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. p.134.

GARUBA, T.; KATRODIYA, N.; PATEL, N.; PATEL, S.; RAJANI, D. P.; CHETTIAR, S. S.; ... & KRISHNAMURTHY, R. (2021). Antibacterial activity of *Urena lobata* against uropathogens. *Nigerian Journal of Natural Products and Medicine*, v.25, n.1, p. 43-46.

GUARDA, P. M., RAMBO, M. K. D., JACONI, A., GUARDA, E. A., & DA SILVA, J. E. C. (2021). Concentrações de metais tóxicos em água, solo e sedimento do rio Formoso, TO. *Research, Society and Development*, v.10, p.14, e177101421897-e177101421897.

GRUBER, A., MÜLLER, R., WAGNER, A., COLUCCI, S., SPASIĆ, M. V., & LEOPOLD, K. (2020). Total reflection X-ray fluorescence spectrometry for trace determination of iron and some additional elements in biological samples. *Analytical and bioanalytical chemistry*, v. 412, n.24, p.6419-6429.

GROOF, G.D.E. *U. lobata*, juta do Congo. (1940). (*Urena lobata* L. juda Congolaise.) *Boletim Agricole du Congo Belge*, n.31, p.7-55.

GUISAN, A., EDWARDS JR, T. C., & HASTIE, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological modelling*, v.157, n.23, p. 89-100.

HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. (1990). Exploring the nature of covariate effects in the proportional hazards model. *Biometrics*, p. 1005-1016.

HOLZBACH, J. C., KRAUSER, M. DE O., SIEBENEICHLERB, S. C. (2020). The Evolution and Interdisciplinarity in the Research on Phytoremediation of Organic Pollutants: The Case of TNT. *Rev. Virtual Quim.* v. 12, n.3. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.202000>.

IBGE-PAM. (2020). INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA - Produção Agrícola Municipal. Disponível: [www.ibge.org.br](http://www.ibge.org.br). Acessado em 09 de jan. 2020.

IDAM-(2020). Instituto de Desenvolvimento Agropecuário e Florestal Sustentável do Estado do Amazonas. Plano Operativo 2020 da Gerência Estadual de Apoio à Produção Vegetal – GPV/DATER/IDAM.

IPCC. Climate Change (2013): The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 p.

IPCC. Climate Change (2014): Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland, 151 p.

JUNIOR, E. G. C., DE MEDEIROS, J. F., FREITAS, I. A. D. S., DE OLIVEIRA, A. K. S., SOBRINHO, J. E., DA SILVA, J. P. N., & DA SILVA, T. G. F. (2018). Necessidade hídrica da cultura do milho influenciada pelas mudanças climáticas no semiárido nordestino. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo*, v.17, n.2, p. 251-262.

KABATA-PENDIAS, A. (2011). Trace elements in soils and plants. Boca Raton: CRC Press.

KLOCKENKÄMPER, R.; VON, B.A. (2014). In *Total-Reflection X-Ray Fluorescence Analysis and Related Methods*, Second Edition (Ed: M. F. Vitha), John Wiley & Sons, Inc, Hoboken, New Jersey. <https://doi.org/10.1002/9781118985953>.

LARA-ALMAZÁN, N., ZARAZÚA-ORTEGA, G., ÁVILA-PÉREZ, P., CARREÑO-DE LEÓN, C., & BARRERA-DÍAZ, C. E. (2021). Multielemental analysis by total

reflection X-ray fluorescence spectrometry and phytochelatins determination in aquatic plants. *X-Ray Spectrometry*.

LONGO, R. M., FERREIRA, D. H. L., DA SILVA, A. L., PENEREIRO, J. C., & MENDES, D. R. (2020). Atributos químicos e metais pesados em solos de remanescentes florestais urbanos. *Revista Cerrados (Unimontes)*, v.18, n.02, p. 183-207.

MADALÃO, J. C.; PIRES, F. R.; NASCIMENTO, A. F.; CHAGAS, K., CARGNELUTTI FILHO, A.; PROCÓPIO, S. D. O. (2016). Phytoremediation of soil contaminated with sulfentrazone by the cultivation time of *Canavalia ensiformis*. *Agro@mbiente On-line*, v.10, n.1, 36-43.

MARGUÍ, E., DALIPI, R., SANGIORGI, E., BIVAL ŠTEFAN, M., SLADONJA, K., ROGGA, V., & JABLAN, J. (2021). Determination of essential elements (Mn, Fe, Cu and Zn) in herbal teas by TXRF, FAAS and ICP-OES. *X-Ray Spectrometry*.

MARQUES, M.; AGUIAR, C. R. C.; SILVA, J. J. L. S. (2011). Desafios técnicos e barreiras sociais, econômicas e regulatórias na fitorremediação de solos contaminados. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, v. 35, n. 1, p. 1-11.

MARQUES, R. F. D. P. V.; DA SILVA, A. M.; DOS SANTOS, R. L.; MENDES, L. F.; DE OLIVEIRA, A. S. (2021). Impactos da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo em municípios de Minas Gerais–Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.14, n.03, p.1382-1392.

MCBRIDE, M.B. (1995). *Environmental chemistry of soils*. Nova York: Oxford University Press. 406 p.

MCCULLAGH, P.; NELDER, J. A. (1989). *Generalized Linear Models II*.

MOSS, R. H.; EDMONDS, J. A.; HIBBARD, K. A.; MANNING, M. R.; ROSE, S. K.; VAN VUUREN, D. P.; CARTER, T. R.; EMORI, S.; KAINUMA, M.; KRAM, T.; MEEHL, G. A.; MITCHELL, J. F. B.; NAKICENOVIC, N.; RIAHI, K.; SMITH, S. J.; STOUFFER, R. J.; THOMSON, A. M.; WEYANT, J. P.; WILBANKS, T. J. (2010) The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, v. 463, n. 11, p. 747-756.

NJOKU, C. E.; OMOTOYINBO, J. A.; ALANEME, K. K.; DARAMOLA, M. O. (2020). Characterization of *Urena lobata* Fibers after Alkaline Treatment for Use in Polymer Composites. *Journal of Natural Fibers*, p.1-12.

NASCIMENTO FILHO, V. F. (1993). Sistema de fluorescência de raios X por dispersão de energia com excitação radioisotópica. In: *Anais II ENAN*, Caxambu, MG, p. 85.

OLIVEIRA, S. A.; PIERANGELI, P. P. M. A.; LOPES, S. S. H.; DE SOUSA, B. J.; DA SILVA, S. C. A.; GALBIATI, C. (2020). General overview of Fertility and Total Contents for Trace Elements in the Hydrographic Basin of the Middle Teles Pires River. *Ciência Geográfica*, v. 24, p.2.

OVEČKA, M.; TAKÁČ, T. (2014). Managing heavy metal toxicity stress in plants: biological and biotechnological tools. *Biotechnology Advances*, v.32, n.1, p.73-86.

PACIFICI, M., FODEN, W. B., VISCONTI, P., WATSON, J. E., BUTCHART, S. H., KOVACS, K. M., ... & RONDININI, C. (2015). Assessing species vulnerability to climate change. *Nature climate change*, v.5, n.3, p. 215-224.

PAGLIA, A. P.; REZENDE, D. T.; KOCH, I.; KORTZ, A. R.; DONATTI, C. (2012). Modelos de distribuição de espécies em estratégias para a conservação da biodiversidade e para adaptação baseada em ecossistemas frente a mudanças climáticas. *Natureza & Conservação*, v.10, n. 2, p. 231-234. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.031>.

PAULETTE, L., MAN, T., WEINDORF, D. C., & PERSON, T. (2015). Rapid assessment of soil and contaminant variability via portable x-ray fluorescence spectroscopy: Copșa Mică, Romania. *Geoderma*, v.243, p.130-140.

PEARSON, R. G., STANTON, J. C., SHOEMAKER, K. T., AIELLO-LAMMENS, M. E., ERSTS, P. J., HORNING, N., ... & AKÇAKAYA, H. R. (2014). Life history and spatial traits predict extinction risk due to climate change. *Nature Climate Change*, v.4, n.3, p. 217-221.

PEREZA, L. P., RODRIGUES-FILHOB, S., MARENGOC, J. A., SANTOSD, D. V., & MIKOSZE, L. (2020). Mudanças climáticas e desastres: análise das desigualdades regionais no Brasil. *Climate Change and Disasters: analysis of the Brazilian regional inequality. Sustainability in Debate - Brasília*, v. 11, n.3, p. 278-296.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. (2006). Maximum Entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. v. 190, n. 3-4, p. 231-259.

REBÊLO, A. G. D. M.; MONTEIRO, M. T. F.; FERREIRA, S. J. F.; RÍOS-VILLAMIZAR, E. A.; QUESADA, C. A. N.; DUVOISIN JUNIOR, S. (2020). Valores de referência da concentração de metais pesados em solos na Amazonia Central. *Química Nova*, v.43, n.5, p.534-539.

RITO, D. S., VIEIRA, E. F. T., DE MENEZES, I. C., LAMEIRA, O. A., POLTRONIERI, M. C., DE LEMOS, O. F., & DE MIRANDA RODRIGUES, S. (2021). Caracterização morfológica de piperáceas nativas conservadas em casa de vegetação. *Research, Society and Development*, v.10, n.6, p.e33410615686-e33410615686.

RODRIGUES, P.; ORLANDELLI, R. (2018). Plantas como Ferramentas para a Remediação Ambiental: uma Revisão da Literatura. *UNICIÊNCIAS*. Paranavaí, v.22, n. 1, p. 42-38. Doi: 10.17921/1415-5141.

SÁNCHEZ-TAPIA, A., GARBIN, M. L., SIQUEIRA, M. F., GUIDONI-MARTINS, K. G., SCARANO, F. R., & CARRIJO, T. T. (2018). Environmental and geographical space partitioning between core and peripheral *Myrsine* species (*Primulaceae*) of the Brazilian Atlantic Forest. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v.187, n.4, p. 633-652.

SANAULLAH, M.; CHABBI, A.; GIRARDIN, C.; DURAND, J.L.; POIRIER, M.; RUMPEL, C. (2014). Effects of drought and elevated temperature on biochemical composition of forage plants and their impact on carbon storage in grassland soil. *Plant and Soil*, v.374, p.767-778.

SHABIR, R., ABBAS, G., SAQIB, M., SHAHID, M., SHAH, G. M., AKRAM, M... & ASHRAF, F. (2018). Cadmium tolerance and phytoremediation potential of acacia (*Acacia nilotica* L.) under salinity stress. *International journal of phytoremediation*, v. 20, n.7, p.739-746.

SANTOS, S.M.; ALLEONI, L.R.F. (2013). Reference values for heavy metals in soils of the Brazilian agricultural frontier in Southwestern Amazonia. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 185, n. 7, p. 5737-5748. doi. org/10.1007/s10661-012-2980-7.

SILVA, M. L. D. S.; Vitt, G. C.; Trevizam, A. R. (2015). Toxicidade por metais pesados em plantas de arroz e soja cultivados em solo contaminado. *Ceres*, v. 61, p.2.

SILVA, G. J. A. M.; SILVA, A. G. P. F.; RAIMUNDO, H. C.; NETO, J. A. F.; ANDRADE, K. M.; LICHSTON, J. E. (2016). Plantas Forrageiras da Caatinga. *Revista Centauro*. ISSN 2178-757. v.7, n.1, p. 1-16.

SILVA, F. L.; PIERANGELI, M. A.; SANTOS, F.A. S.; SERAFIM, M. E.; SOUZA, C. A. (2017). Natural backgrounds and reference values of trace element in earth murundus fields on the Southern Amazon. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 12, n. 2, p. 172-178.

SILVA, R. O. B. D.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SOUZA, W. M. D. (2017). Tendências de mudanças climáticas na precipitação pluviométrica nas bacias hidrográficas do estado de Pernambuco. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.22, n.3, p. 579-589.

SILVA, T. J.; HANSTED, F.; TONELLO, P. S.; GOUVEIA, D. (2019). Fitorremediação de Solos Contaminados com Metais: Panorama Atual e Perspectivas de uso de Espécies Florestais. *Revista Virtual de Química*. v.11, p.18.

SILVA, I. C.; ROCHA, C.; ROCHA, M. C.; SOUSA, C. M. (2018). Growth of *Brachiaria decumbens* in Latossolo contaminated with copper. *Ciencias e Agrotecnologia*, v.42, n.2, p. 168-175.

SILVA, T. J., HANSTED, F., TONELLO, P. S., & GOVEIA, D. (2019). Fitorremediação de solos contaminados com metais: panorama atual e perspectivas de uso de espécies florestais. *Revista Virtual de Química*, v.11, p.1.

SILVA, A. V. C., NASCIMENTO, A. L. S., SOARES, A. N. R., RABBANI, A. R. C., JÚNIOR, J. F. S., & Ledo, A. S. (2019). Identification and preliminary characterization of early fruiting mangabeira (*Hancornia speciosa*–*Apocynaceae*). *Revista Agro@mbiente On-line*, v.13, p.115-128.

SIMABUCO, S. M.; NASCIMENTO FILHO, V. F. (1994). Study on vinasse dynamics in soil using energy dispersive X-ray fluorescence with radioisotopic excitation. *Scientia Agrícola*, Piracicaba, v.51, n.2, p. 207-215.

SOARES, G. T. Sustentabilidade Socioambiental: Um estudo de caso na cooperativa de fibras vegetais, malva e juta, de Manacapuru no Amazonas. 2015. 110f. Dissertação (Mestrado em Serviço Social), Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. (2008). Botânica Sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II. 2. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora. 704p.

SOUSA, DOS SANTOS. J., SANTOS, M. M., DOS SANTOS, B. N., DOS SANTOS, N. M. M., & PINTO, L. C. (2021). Agricultura em Áreas Industriais e Contaminação por Metais Pesados: Estratégias para redução deste Impacto Ambiental. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.14, n.01, p. 322-331.

SOUZA, A. K. R., MORASSUTI, C. Y. (2018). Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. *Acta Biomedica Brasiliensia*, v. 9, n. 3, p.95-106.

SOUZA, P. M. B.; CORRÊA, M. P.; TORRES, R. R. SILVA, L. F.(2020). Influência das mudanças climáticas sobre as condições de trabalho no final do século XXI. *Ambiente & Sociedade*. São Paulo, v. 23.

SŌN, N. A., Tiên, Đ. P. T., Sang, N. T. M., Hà, N. T. N., Quyet, P. Đ., Trung, N. Đ. ... & Cầm, N. T. D. (2020). Analysis of Trace Element Atmospheric Deposition by *Barbula Indica* Moss At Baoloc Using the Total Reflection X-Ray Fluorescence Technique. *Dalat University Journal of Science*, v.10, n.3, p. 98-109.

STOCKWELL, D. R. B.; PETERS, D. P. (1999). The GARP, modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographic Information systems*. v. 13, p. 143-158.

STOSNACH, H. (2006). On-site analysis of heavy metal contaminated areas by means of total reflection X-ray fluorescence analysis (TXRF). *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, v.61, n.10-11, p.1141-1145.

SOUTO, K. M., JACQUES, R. J. S., ZANELLA, R., MACHADO, S. L. D. O., BALBINOT, A., & AVILA, L. A. D. (2020). Phytostimulation of lowland soil contaminated with imidazolinone herbicides. *International journal of phytoremediation*, v. 22, n.7, p. 774-780.

TOMAZ, J.S. (2021). Diversidade fenotípica e predição da distribuição natural de *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr para uso e conservação in situ. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Agronomia Tropical. UFAM. Manaus, AM.

VAN VUUREN, D. P.; EDMONDS, J.; KAINUMA, M.; RIAHI, K.; THOMSON, A.; HIBBARD, K.; HURTT, G. C.; KRAM, T.; KREY, V.; LAMARQUE, J-F.; MASUI, T.; MEINSHAUSEN, M.; NAKICENOVIC, N.; SMITH, S. J.; ROSE, S. K.(2011). The

representative concentration pathways: an overview. *Climatic change*, v. 109, n. 1, p. 5-31.

VIÉGAS, I. D. J. M., FASABI, J. A., DE ALMEIDA, G. M., DA CONCEIÇÃO, H. E. O., SILVA, D. A. S., GALVÃO, J. R., E DA SILVA MAGALHÃES, D. (2019). Growth and Visual Symptoms of Macro Deficiencies and Micronutrientes in Mallow (*Urena lobata*) Plants, Variety BR-01. *Journal of Agricultural Science*, v.11, p.1.

WINKLER, A., RAUWOLF, M., STERBA, J. H., WOBRAUSCHEK, P., STRELI, C., TURYSANSKAYA, A. (2020). Total reflection X-ray fluorescence analysis of elemental composition of herbal infusions and teas. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, v.100. n.11, p.4226-4236.

YADA, M. M.; MELO, W. J; DE MELO, V. P. (2020). Elementos-traço no solo, na planta e no grão de plantas de milho cultivadas em latossolos tratados com lodo de esgoto por 16 anos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.25, n.2, p.371-379.

YEH, T. Y., LIN, C. L., LIN, C. F., CHEN, C. C. (2015). Chelator-enhanced phytoextraction of copper and zinc by sunflower, Chinese cabbage, cattails and reeds. *International Journal of Environmental Science and Technology*. v. 12, n.1, p. 327–340. Doi: 10.1007/s13762-014- 0592-1.

YONEDA, Y., e T. HORIUCHI. (1971). Optical flats for use in X-ray spectrochemical microanalysis. *Rev. Sci. Instr.* v.42, p.1069.

ZAIR, W., MAXTED, N., BREHM, J. M., AMRI, A. (2021). Ex situ and in situ conservation gap analysis of crop wild relative diversity in the Fertile Crescent of the Middle East. *Genetic Resources and Crop Evolution*, v.68, n.2, p. 693-709.

ZUCCHI, O. L. A. D.; NASCIMENTO FILHO, V. F. (1994). Caracterização qualitativa de elementos em suplementos minerais para animais, pela técnica de fluorescência de raios X. In: *Anais do V CGEN*, Rio de Janeiro, RJ, p. 853-857.

ZHOU, J., CHEN, L. H., PENG, L., LUO, S., ZENG, Q. R. (2020). Phytoremediation of heavy metals under an oil crop rotation and treatment of biochar from contaminated biomass for safe use. *Chemosphere*, v. 247, p.125856.

## CAPÍTULO I

### **Diversidade fenotípica de *Urena lobata* L. por meio de componentes inorgânicos em área de terra firme e área de várzea**

**RESUMO** – As atividades humanas relacionadas aos avanços da urbanização e industrialização têm provocado impactos nos ecossistemas, tais como o aumento da concentração de elementos químicos nos solos, os quais em quantidades elevadas afetam o desenvolvimento das plantas, animais e microrganismos. Os solos com concentrações de elementos químicos acima do tolerável pelas espécies se tornam seletivos e somente aquelas mais rústicas sobrevivem ao ambiente por possuírem mecanismos que protegem contra a absorção dos elementos ou por conseguirem realizar a bioacumulação. A espécie *U. lobata* se adapta em diversos tipos de ambientes, tais como área de várzea e área de terra firme, sendo considerada rústica e com potencial para os estudos quanto à constituição de componentes inorgânicos em ambientes alterados. Diante do exposto, o trabalho teve como objetivo quantificar o teor de componentes inorgânicos em solos rizosféricos, raízes e folhas de plantas de *U. lobata*, em dois ambientes amazônicos, área de terra firme e de várzea, por meio de Fluorescência de Raio-X por reflexão total (TXRF). Foram amostradas oito plantas em cada área e cada planta foi estudada a partir das amostras de solos rizosféricos, folhas e raízes, totalizando 24 amostras por área. Os indivíduos foram agrupados pelo método hierárquico das médias das distâncias (UPGMA), foi realizada dispersão gráfica pelo Método da Análise de Coordenadas Principais (PCA) e análise de escalonamento multidimensional não métrico. A análise de TXRF detectou 16 elementos inorgânicos no solo e nos tecidos das plantas, entre esses, nutrientes e elementos considerados potencialmente tóxicos. As análises de UPGMA, dispersão gráfica e escalonamento multidimensional para todos os caracteres, em geral, agruparam as plantas de acordo com o tipo de área estudada, terra firme e várzea. As diferenças existentes nos solos das áreas do estudo influenciaram na resposta das plantas da espécie quanto aos constituintes inorgânicos. *U. lobata* por apresentar altos teores de Si, Ti, Cr, Ni, Br, Hf, Y, Yb e I nas folhas deve ser investigada como potencial fitorremediadora ou bioindicadora de elementos traços.

**Palavras-Chave:** Fitorremediação, bioacumulação, elementos-traços, análises multivariadas.

## **Phenotypic diversity of *Urena lobata* L. through inorganic components in upland and floodplain areas**

**ABSTRACT** – Human activities related to advances in urbanization and industrialization have caused impacts on ecosystems. One such example is the increased concentration of chemical elements in soils, which in high quantities affect the development of plants, animals and microorganisms. Soils with concentrations of chemical elements above the tolerable level for the species to become selective, allow only the more rustic ones to survive the environment. They possess mechanisms that protect against the absorption of the elements or have the ability to carry out bioaccumulation. The *Urena lobata* species adapts to different types of environments, such as floodplain and terra firme areas are considered rustic, having the potential for studies on the constitution of inorganic components in altered environments. In light of, these factors the aim of this study was to quantify the content of inorganic components in rhizospheric soils, roots and leaves of *U. lobata* plants in two Amazonian environments, focusing on anthropized areas of terra firme and floodplains by means of Light-Ray Fluorescence. X by total reflection (TXRF). Eight plants were sampled in each area. Each plant was studied extracting samples of rhizospheric soils, leaves and roots, totaling 24 samples per area. Individuals were grouped using the hierarchical method of mean distances (UPGMA) with graphical dispersion performed by applying the Principal Coordinate Analysis Method (PCA) and non-metric multidimensional scaling analysis. Through TXRF analysis, 16 inorganic elements were detected in soil and plant tissues, including nutrients and elements considered potentially toxic. The UPGMA analysis, graphic dispersion and multidimensional scaling for all characters, in general, grouped the plants according to the type of area studied, terra firme and floodplain. The differences exhibited in the soils of the studied influenced the response of the species' plants regarding the inorganic constituents. *U. lobata* due to the presence of high contents of Si, Ti, Cr, Ni, Br, Hf, Y, Yb and I in the leaves, further investigation should be conducted regarding it as a potential phytoremediator or bioindicator of trace elements.

**Key words:** Phytoremediation, bioaccumulation, trace elements, multivariate analysis.

## INTRODUÇÃO

O desenvolvimento econômico intensificou a industrialização, a agricultura, a urbanização, mas trouxeram também à atualidade, inúmeros impactos negativos ao meio ambiente, como poluentes para o ar, solo e água (OLIVEIRA et al., 2005; SILVA et al., 2015). Metalóides ou elementos-traços resultantes da antropização tem se acumulado no ambiente, causando fitotoxicidade às plantas, animais, micro-organismos e seres humanos (OLIVEIRA et al., 2005; SILVA et al., 2015).

As principais fontes antropogênicas de metais são mineração, aplicação de defensivos agrícolas e uso de fertilizantes, lodo de esgoto urbanos e/ou industriais, águas residuárias, resíduos de indústrias de beneficiamento químico, manufatura e descarte no meio ambiente de artigos eletrônicos, de caça e pesca e de treinamento militar e de guerra (YADA et al., 2020).

A presença dos elementos-traço no solo é normal em condições naturais, e, na maioria das vezes, eles estão presentes em concentrações ou formas que não oferecem risco ao ambiente. Elementos químicos como cobre (Cu), cálcio (Ca), zinco (Zn), manganês (Mn) e ferro (Fe) são micronutrientes essenciais para o metabolismo das plantas, mas quando presente em excesso, podem se tornar extremamente tóxicos (CHATTERJEE et al., 2010; CAMPÓ et al., 2020).

Elementos traço Sb, As, Ba, Cd, Pb, Co, Cu, Cr, Hg, Mo, Ni, Ag, Se, V e Zn tem se tornado foco de estudo por causa do seu efeito tóxico aos seres vivos e, em especial, à saúde humana. Os elementos As, Cd, Pb, Cr e Hg foram classificados pela *Agency for Toxic Substances and Disease Registry- ATSDR* (ATSDR, 2007) e USEPA (USEPA, 1998), pelo oitavo ano consecutivo, entre as vinte substâncias mais perigosas à saúde humana. O monitoramento desses elementos pode garantir a preservação dos serviços ecossistêmicos (ALLOWAY, 1990; CAMPOS et al., 2018; LARA-ALMAZÁN, 2021).

Nas plantas, o acúmulo de elementos-traço depende de uma série de fatores, como: reação do solo, natureza do metal, teor de matéria orgânica e capacidade do solo de reter cátions (MCBRIDE, 1995). Algumas espécies vegetais têm mecanismos de defesa que compreendem a expressão e ativação de enzimas antioxidantes, bem como a formação de agentes quelantes devido ao contato com metais pesados. Plantas também variam de altamente sensível a tolerante à acumulação de metais pesados (OVEČKA e TAKÁČ, 2014; SILVA et al., 2018).

Existem dois segmentos de espécies predominantes capazes de minimizar o impacto dos metais pesados no solo. O primeiro segmento diz respeito à habilidade de cada espécie em absorver os metais pesados disponíveis no solo por meio da fitoextração e fitorremediação. O segundo refere-se à resistência das plantas à toxicidade, o que permite crescer e produzir mesmo em solos contendo altas concentrações de contaminantes (CARMO et al., 2008; SILVA et al., 2018).

Para identificar os elementos químicos no ambiente e quantificá-los é necessário utilizar técnicas analíticas sensíveis e confiáveis. As técnicas espectroscópicas têm se mostrado promissoras como métodos rápidos e altamente reproduzíveis para caracterizar as propriedades dos solos e das plantas. A Fluorescência de Raios-X por Reflexão Total (TXRF) é uma técnica analítica competitiva por sua praticidade, baixo custo por amostra, precisão e confiabilidade (KLOCKENKÄMPER, 2014; WOBRAUSCHEK, 2007; LARA-ALMAZÁN, 2021) e tem sido utilizada nas análises de metaloides em diferentes tipos materiais de origem orgânica e inorgânica.

*Urena lobata* é uma espécie de relevância econômica no Amazonas e Pará devido ao seu cultivo para produção de fibras, em área de várzea. Na colheita, a planta é cortada rente ao solo para o processamento da fibra, retirando-se grande parte da biomassa, o que torna a espécie interessante para estudos de fitorremediação. Ao analisar tecidos vegetais de indivíduos da espécie e solos rizosféricos é possível inferir sobre o seu potencial fitorremediador ou capacidade de extrair elementos traços de áreas de cultivo.

Considerando a falta de conhecimento sobre o comportamento de *U. lobata* quanto aos teores de elementos-traços, o presente trabalho objetivou caracterizar a diversidade fenotípica de indivíduos da espécie para verificar o potencial fitorremediador ou bioindicador e entender a rusticidade da espécie.

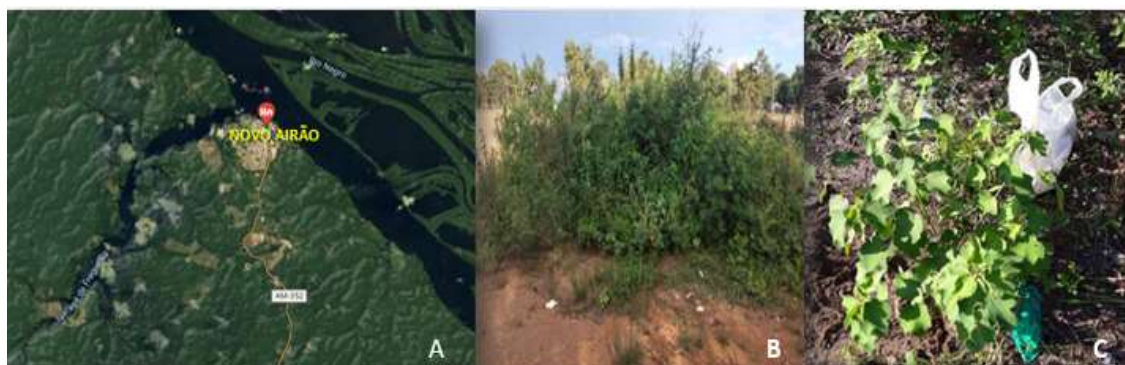
## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Caracterização das áreas de estudo**

O município de Novo Airão (Amazonas, Brasil), possui uma população de 19.454 habitantes, e uma área de 37.940,20 km<sup>2</sup>, situada a Latitude: 2°37'33" Sul e Longitude: 60°56'37" Oeste (IBGE, 2018). O clima é do tipo equatorial quente e úmido (AYOADE, 2006), com duas estações climáticas não bem definidas, uma estação chuvosa (entre os meses de novembro-abril) e uma menos chuvosa (entre os meses de maio-

outubro) (PROJETO RADAM BRASIL, 1976). A temperatura média anual é de 24 a 27°C com totais pluviométricos anual entre 1.750 mm a 2.500 mm, e umidade relativa do ar de 80% ao ano (CARVALHO, 2001; AB'SÁBER, 2003). A vegetação é formada por dois tipos de floresta, igapó e terra firme, com relevo plano, onde o solo é predominantemente, Latossolo Amarelo (MMA, 1999).

O local da amostragem da área de Novo Airão (Figura 2) caracteriza-se como uma área de prolongamento do núcleo urbano, levando em conta, o momento atual vivenciado pelo município que é o de redefinição e de expansão urbana, abrangendo áreas antropizadas de construções de estradas e residências. As coletas foram realizadas em terrenos baldios próximos a entrada da cidade, onde foi observado a deposição de resíduos sólidos urbanos.



**Figura 2.** Ocorrência de *Urena lobata* L. no município de Novo Airão, AM, Brasil. (A) Imagem de satélite do município. Fonte Google Imagens (2021), (B) e (C) - local de ocorrência da espécie em terrenos baldios, próximo à entrada da cidade, onde foi observado a deposição de resíduos sólidos urbanos. **Fonte:** GOMES (2020).

A outra área do estudo foi uma área de várzea alta, localizada na Ilha do Marrecão, comunidade Paraná do Supiá. A Ilha encontra-se localizada entre as coordenadas 3° 22' 60" Sul e 60° 43 '0" Oeste, no Município de Manacapuru, Amazonas, Brasil. O clima da região, é equatorial quente e úmido, com um período mais chuvoso, que compreende os meses de dezembro a maio (enchente dos rios), e período menos chuvoso, os meses de julho a novembro (vazante dos rios). A temperatura varia de 24°C a 34°C durante o ano, com índices pluviométricos anual de 2.454,6 mm, com umidade relativa, superior a 86% (INMET, 2020).

O cenário ambiental da área de estudo, configura uma área de várzea alta, alagável no período final das enchentes (EMBRAPA, 2006). O solo é do tipo gleissolos, predominante nesse tipo de paisagem (EMBRAPA, 2006; GUIMARÃES et al., 2013; IBGE, 2018). O relevo local varia de plano a ondulado e a formação geológica é

caracterizada como formações Aluviões Holocênicos, configurando áreas sazonalmente inundáveis que formam as planícies aluvionares ou várzeas (D'ANTONA et al, 2007).

A coleta do material de estudo foi realizada em uma área de plantio (Figura 3) que correspondia mais ou menos a 1 ha. Segundo o agricultor, esta área é utilizada todos os anos para o plantio da espécie, entre outros cultivos como a melancia e o feijão. Próximo ao plantio, foi observado muito resíduos de corte de madeira, assim como, também foi notado que a residência do agricultor fica muito próximo ao plantio, com o escoamento de águas residuais de sua residência, além de vestígios do uso de produtos agroquímicos.



**Figura 3.** Plantio de *Urena lobata* L. na comunidade Ilha do Marrecão, Manacapuru, Amazonas, Brasil. (A) - Imagem de satélite da Ilha do Marrecão. (B) e (C) - Local de cultivo e coleta do solo e tecido vegetal da espécie em área de várzea alta. **Fonte:** GOMES (2020).

**Tabela 1.** Coordenadas geográficas das plantas coletadas para o estudo em área de terra firme e várzea, Am-Brasil.

Terra firme		Várzea	
Latitude (S)	Longitude (W)	Latitude (S)	Longitude (W)
02°37'23"	60°56'26"	03°20'09"	60°42'19"
02°37'33"	60°56'30"	03°20'12"	60°42'32"
02°37'38"	60°56'38"	03°20'22"	60°42'27"
02°37'40"	60°56'33"	03°20'30"	60°42'18"
02°37'44"	60°56'20"	03°20'27"	60°42'34"
02°37'46"	60°56'20"	03°20'42"	60°42'21"
02°37'52"	60°56'66"	03°20'06"	60°42'16"
02°37'47"	60°56'42"	03°20'66"	60°42'44"

### Coletas das amostras de solos rizosféricos e material vegetal

Foram coletadas amostras de solos rizosféricos, folhas e raízes de duas populações de *U. lobata* (Figura 4), área de terra firme localizada no município de Novo

Airão e em área de várzea, localizada na Ilha do Marrecão, no município de Manacapuru. As plantas foram georreferenciadas através do Sistema de Posicionamento Global (GPS).



**Figura 4.** Material coletado: (A) - amostra de solo, (B) - raízes, (C) - folhas de *Urena lobata*. **Fonte:** GOMES (2020).

Em cada área de estudo foram selecionadas aleatoriamente 08 plantas de *U. lobata*, das quais foram coletadas amostras de folhas, raízes e respectivos solos rizosféricos, totalizando de 24 amostras de material vegetal para cada área de estudo.

De cada planta foram retiradas manualmente aproximadamente cinco folhas adultas e saudáveis, sendo posteriormente armazenadas e identificadas em sacos do tipo ziplock contendo sílica gel. Para a coleta das raízes, foi realizada a limpeza da vegetação rasteira em volta da planta com auxílio de um sacho para facilitar a coleta do material, que foram retiradas a uma profundidade de 0-20 cm a partir de trincheiras abertas a 20 cm do colo das plantas e, em seguida, realizado o mesmo procedimento de armazenagem para as folhas. A raiz somente era separada da planta após a retirada da planta inteira do solo.

As amostras de solos rizosféricos foram coletadas na camada 0-20 cm de cada planta, com auxílio de trado tipo holandês. No em torno de cada planta foram retiradas dez amostras simples de solo, que foram reunidas e misturadas para formar uma amostra composta do solo de cada planta.

As amostras de solos rizosféricos, folhas e raízes foram acondicionados em caixa de isopor e transportadas para o Laboratório de Melhoramento Genético Vegetal da Faculdade de Ciências Agrárias-FCA, da Universidade Federal do Amazonas-UFAM, onde foram armazenados para posterior realização das análises.

#### **Tratamentos das amostras para obtenção da massa seca e acúmulo de nutrientes**

No laboratório, as amostras de folhas e raízes foram lavadas em peneira com malha de 1 mm, com uma solução de água com detergente neutro ( $1 \text{ mL} \cdot 1\text{L}^{-1}$ ), em seguida

foram submetidas a lavagem em água corrente e posteriormente em água destilada. Após a lavagem, foram acondicionadas em sacos de papel perfurados e colocadas em estufa com circulação forçada de ar e mantidas a temperatura de 65-70 °C por um período de 48 horas, até obtenção de massa constante. Após a secagem foram determinadas a massa seca das folhas (MSF), massa seca da raiz (MSR) e massa seca total (MST) = (MSF+ MSR), utilizando uma balança do tipo Mettler PM 30-K com precisão de 0,001 g. A partir dos dados de massa seca foram calculadas a razão de massa seca das raízes (RMR) e a razão massa seca das folhas (RMF) (DICKSON et al., 1960). De posse da massa seca e os teores dos elementos nas raízes e folhas foi calculado o acúmulo de nutrientes (AN) conforme a equação:  $AN \text{ (g ou mg planta}^{-1}\text{)} = \text{concentração de nutrientes (g ou mg kg}^{-1}\text{)} \times MSR \text{ (g)}$ .

As amostras de solo foram secas em temperatura ambiente e passadas em peneira de 2 mm, para caracterizar terra fina seca ao ar (TFSA). O potencial de hidrogenação (pH) em água foi determinado por meio de uma suspensão formada de 10 g terra fina seca ao ar (TFSA) e 25 mL de água destilada, que foram colocadas em um Becker, agitada por um período de um minuto e, deixada em repouso por 60 minutos. Passando esse período, a suspensão foi novamente agitada e realizada a leitura com um potenciômetro munido de um eletrodo conjugado, o qual foi introduzido no Becker com a suspensão (EMBRAPA, 2017).

### **Preparo das amostras de solos e raízes para material no TXRF**

O preparo das amostras de solo rizosférico, folhas e raízes foram realizados no Laboratório de análise química do Setor Técnico-Científico (SETEC) da Superintendência da Polícia Federal do Amazonas.

Uma pequena porção de solo, folhas e raízes foram trituradas manualmente e acondicionadas em tubos *Eppendorf* de 2,0 mL e identificadas correspondendo as áreas de coleta totalizando, 24 amostras. Foram acrescentadas duas esferas magnéticas para a britagem das amostras que foram homogeneizadas em moedor vibratório modelo MM400/Ratsch durante 40 minutos e posteriormente verificado se todas estavam pulverizadas. Após a pulverização das amostras, foram retiradas as esferas e pesados cerca de 20 a 50 mg do material das folhas, raízes e solo correspondente à área específica e foram transferidos para novos *Eppendorf* de 2,0 mL.

A suspensão das amostras de solos e tecidos vegetais foi realizada após a pesagem. Foram adicionados 1,5 mL da solução (e.g. 1% Triton x100) em cada *Eppendorf*

e realizado agitação em vórtex para a homogeneização. Foi adicionado 10 µL de um padrão interno de Gálio (Ga) em cada amostra.

Os discos de quartzo foram alocados sobre um suporte (Material Teflon) e adicionado 10µL de PVC, visando criar uma película que ajuda na uniformização da suspensão sobre o disco, permitindo, que a mesma, não sofra difusão ao longo do disco, saindo do centro e consequentemente sendo irradiada de modo ineficiente). Os 10µL de PVC foram colocados no centro dos discos limpos e secos, e colocados sobre uma chapa de aquecimento (Modelo Thermo Mix) a uma temperatura de aproximadamente de 100 °C para secar. Com as amostras prontas, o passo seguinte foi adicionar, 10µL da suspensão da amostra no centro do disco sobre o PVC e colocados para secar novamente sobre a chapa de aquecimento. Após secas, os discos foram colocados nas colunas de mercúrio (Hg), tálio (Tl), enxofre (S), rubídio (Rb), ouro (Au) e frâncio (Fr) correspondendo ao mapa de análise injetado no TXRF.

### **Método Analítico de fluorescência de raios-X de reflexão total (TXRF)**

Para a leitura das amostras foi utilizado um espectrômetro de bancada modelo S4 T-STAR/Bruker. O espectrômetro é equipado com dois tubos de raios-X: um tubo de raios-X de ânodo Molibdênio Mo a 17,5 keV, que consiste em um metal, podendo ser Rh, Mo ou Cr (esses elementos, produzem um comprimento de onda característico); e um cátodo que consiste em um filamento de tungstênio (W). Isso permite o uso da excitação a 35 kV.

Foram identificados os elementos Magnésio (Mg), alumínio (Al), Silício (Si), Fósforo (P), Potássio (K), cálcio (Ca), Titânio (Ti), Vanádio (V), cromo (Cr), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), níquel (Ni), Zinco (Zn), Selênio (Se), Bromo (Br), Ítrio (Y) Nióbio (Nb) pelo método com tubos de raios-X Molibdênio e os elementos Háfio (Hf), Iodo (I), Chumbo (Pb), Itérbio (Yb), pelo método utilizando o Tungstênio. Amostras de branco foram feitas para identificar qualquer possível fonte de contaminação e duplicados foram preparados para cada amostra de solo e tecidos de *U. lobata*.

Para que ocorresse uma boa qualidade dos espectros, o tempo de medição foi determinado em 600s. Para a determinação da sensibilidade relativa dos elementos foi utilizado o gálio (Ga) como elemento padrão por apresentar concentrações conhecidas e não estar presente nas amostras, seguido por um cálculo de sensibilidade ( $S_i$ ) que é baseado na área do pico de cada elemento, de acordo com a seguinte expressão:

$$S_i = \frac{N_i \cdot C_{Ga}}{N_{Ga} \cdot C_i}$$

$N_i$ : contagens líquidas do pico de determinado elemento.

$N_{Ga}$ : contagens líquidas do pico de Ga.

$C_i$ : concentração de determinado elemento na solução.

$C_{Ga}$ : concentração do elemento Ga na solução.

### **Análises estatística e genética dos dados**

Os resultados de análises de componentes inorgânicos em tecidos vegetais foram previamente submetidos ao teste de detecção para retirada de outliers e, em seguida, aos testes de normalidade (SHAPIRO e WILK, 1965) e homocedasticidade de variâncias (LEVENE, 1960). Os dados que passaram nos pressupostos foram submetidos à análise de variância ( $P < 0,01$  e  $P < 0,05$ ), MSF, MSR, RMF, RMR. Quando o F foi significativo, comparou-se as médias de tratamento usando o teste de Tukey. Os dados que não atenderam estes pressupostos da ANOVA (os teores dos componentes inorgânicos do solo e tecidos de *U. lobata*) foram transformadas na função logarítmica base 10 e, submetidos novamente aos testes de normalidade e homocedasticidade das variâncias. Como as variáveis persistiram anormais e/ou heterogêneas, os dados originais foram submetidos a análise não paramétrica (KRUSKAL e WALLIS, 1952), teste da soma de postos com p-valor  $< 0,05$  (MANN e WHITNEY, 1947). Os dados foram analisados pelo programa computacional SPSS IBM versão 24.0 (FIELD, 2013).

Para análise de agrupamento, os genótipos foram agrupados pelo método hierárquico das médias das distâncias (*Unweighted Pair-group Method Using an Arithmetic Average* - UGPMMA), com uso da matriz de distâncias euclidiana média e, a dispersão gráfica de similaridade entre eles, realizada pelo Método da Análise de Coordenadas Principais (PCA) (CRUZ, 2013), a partir do programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021) e do seu complemento *RStudio* Team (2020), respectivamente.

Foi realizada a análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) utilizando o pacote *Vegan* do programa R. O procedimento partiu de uma organização inicial que, interativamente, reorganizou os indivíduos de maneira a diminuir o *stress* (*STandard RESiduals Sum of Squares*). O *stress* (S) é uma função que informa a

magnitude da perda de informação na matriz de dissimilaridade com a utilização do procedimento, sendo esta uma medida do quanto as posições dos indivíduos em uma configuração n-dimensional desviam-se das reais distâncias (dissimilaridades) após o escalonamento. O *stress* foi interpretado pelo valor de  $R^2 = 1 - S^2$  (OKSANEN et al., 2013).

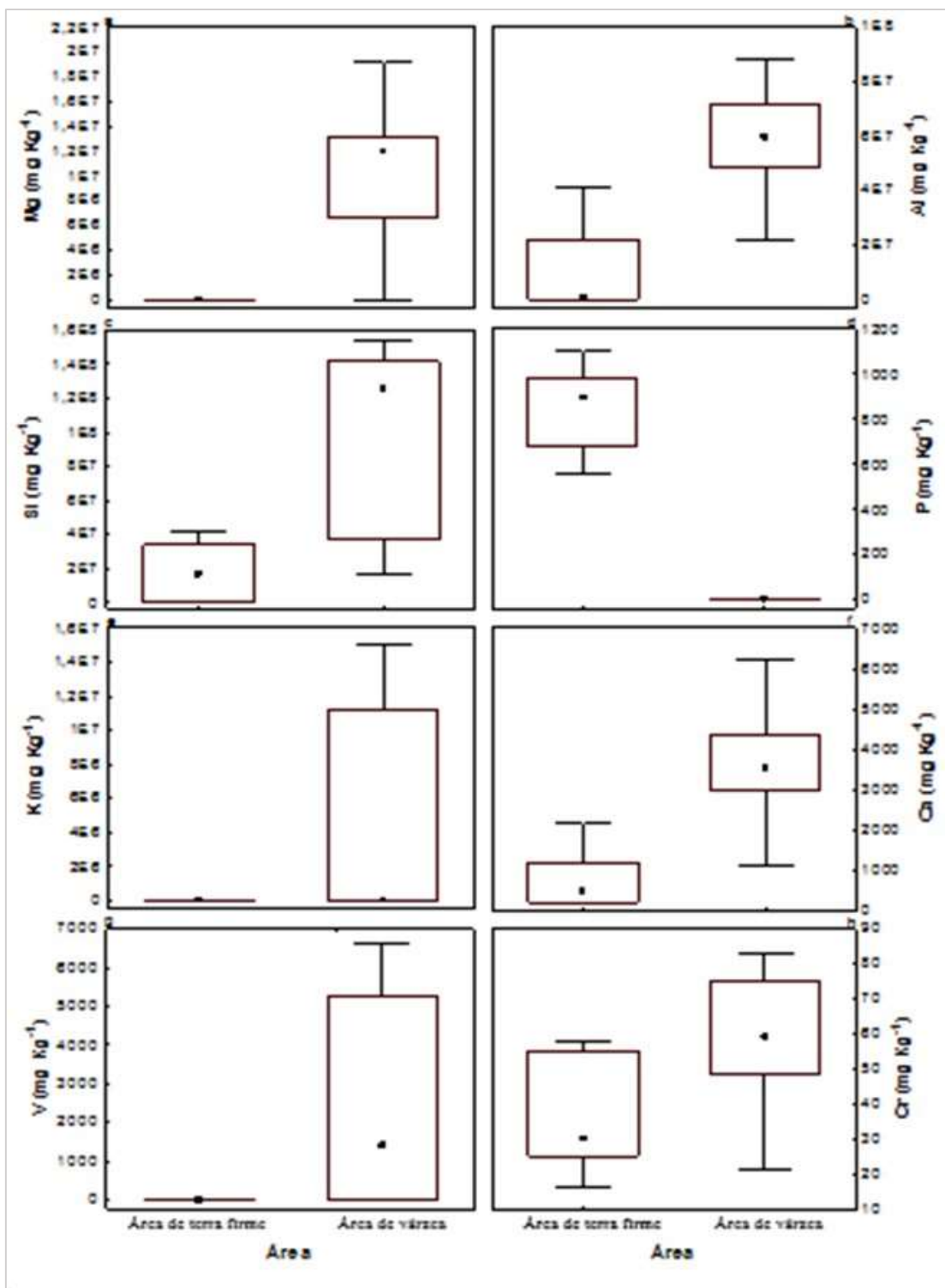
A análise de correlação de Pearson entre as variáveis (FIELD, 2013) foi realizada pelo programa R. Foi realizada também seleção massal fenotípica dos genótipos superiores para fitorremediação nas áreas estudadas. Foram selecionados os genótipos que estavam acima da média para a concentração de microelementos por ambiente.

## RESULTADOS

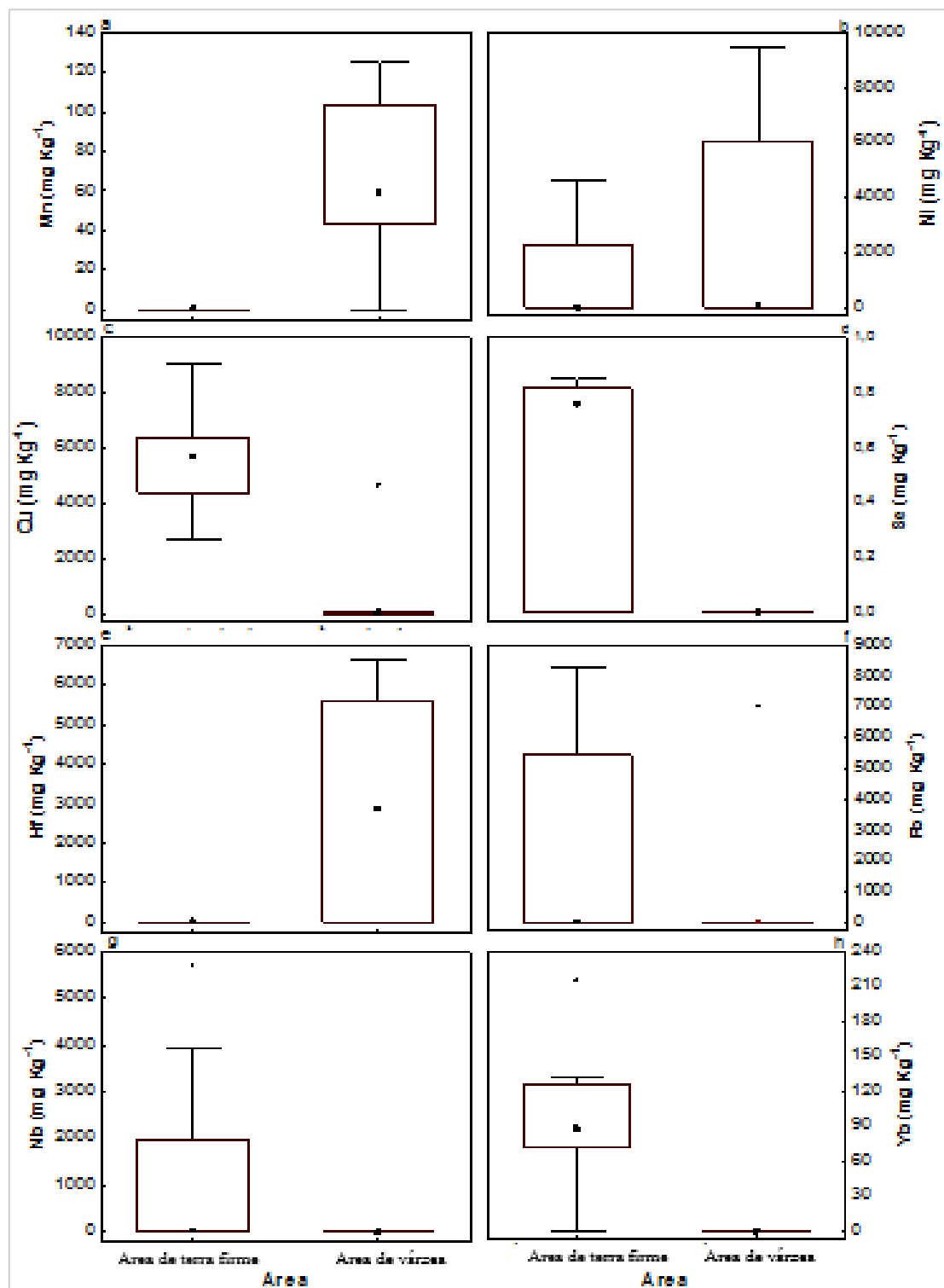
### Níveis de elementos inorgânicos no solo das áreas avaliadas.

Os teores dos elementos químicos são apresentados na Tabela 2 para os solos da área de terra firme e da área de várzea, que apresentaram pH de 4,0 e 5,0 respectivamente. As áreas de estudo apresentaram diferença significativa para os elementos Mg, Al, Si, P, K, Ca, V, Cr, (Figura 5) e Mn, Ni, Cu, Se, Hf, Pb, Nb e Yb (Figura 6). As maiores concentrações de P ( $900,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) foram observadas na área de terra firme. No entanto, os maiores valores de Mg ( $12005,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Al ( $5943,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Si ( $125650,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), K ( $9615,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Ca ( $3536 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), V ( $59,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e Cr ( $20230 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) foram observados na área de várzea (Figura 5, Tabela 1). Para o P, houve uma redução de 100% do elemento na área de várzea, quando, comparado a área de terra firme. Por outro lado, para os elementos Mg, Al, Si, K, Ca, V, Cr e Ni, houve reduções de 84,56%, 81,40%, 86,58%, 98,99%, 86,92%, 49,24%, 14,0% e 97,81%, respectivamente, na área de terra firme, quando comparados a área de várzea.

As maiores concentrações de Cu ( $6132 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Se ( $1351,07 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Pb ( $26,28 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Nb ( $20,27 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e Yb ( $87,45 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) foram observadas na área de terra firme. As maiores concentrações de Mn ( $79,82 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Ni ( $2489,58 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e Hf ( $2947,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) foram observadas na área de várzea (Figura 6, Tabela 2). Os elementos Nb e Yb tiveram redução de 100% na área de várzea e Hf reduziu em 100% na área de terra firme.



**Figura 5.** Teores dos elementos inorgânicos avaliados nos solos das áreas de terra firme e de várzea: magnésio (Mg), alumínio (Al), silício (Si), fósforo (P), potássio (k), cálcio (Ca), vanádio (V), crômio (Cr). Para cada elemento químico o gráfico *Boxplot* representa os percentis 25 a 75 (com a mediana nele contida). Os bigodes representam os maiores e menores valores que não são *outliers*.

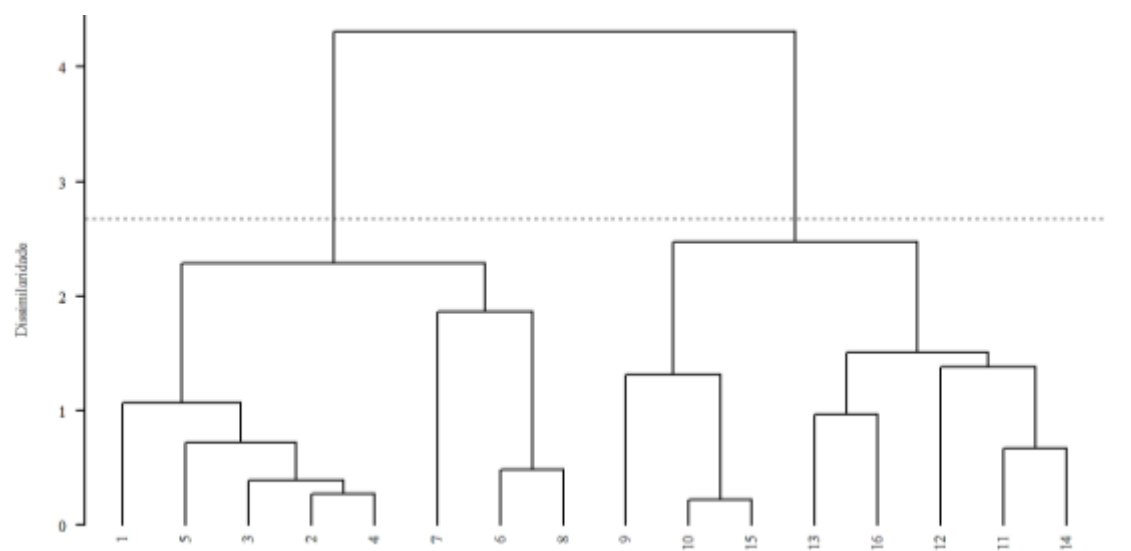


**Figura 6.** Teores dos elementos inorgânicos avaliados nos solos das áreas de terra firme e de várzea: manganês (Mn), níquel (Ni), cobre (Cu), selênio (Se), háfnio (Hf), chumbo (Pb), nióbio (Nb), itérbio (Yb). Para cada elemento químico o gráfico *Boxplot* representa os percentis 25 a 75 (com a mediana nele contida). Os bigodes representam os maiores e menores valores que não são *outliers*.

**Tabela 2.** Mediana dos teores de elementos inorgânicos ( $\text{mg.Kg}^{-1}$ ), determinados nos solos rizosféricos, raízes e folhas de *Urena lobata* nas áreas de terra Firme e de Várzea e os valores de referência de qualidade do solo (VRQ) e valor de prevenção (VP).

Elementos Químicos ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )	Solo		Raiz				Folha				(VRQ)		(VP)
	Teor		Teor	Acúmulo	Teor	Acúmulo	Teor	Acúmulo	Teor	Acúmulo	(Rebêlo et al., 2020)		CONAMA(2009)
	Terra firme	Várzea	Terra firme		Várzea		Terra firme		Várzea		Área de Platô	Área de Baixo	
P	900,1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Ca	462,35	3536	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Mg	1853,5	12005	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
K	97,01	9615,5	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Si	16865	125650	---	---	---	---	319,85	1,76	2134,5	6,73	2243,9	144,1	---
Al	1105	5943	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
V	30,15	59,4	---	---	---	---	---	---	---	---	72,5	3,4	---
Mn	61,44	79,82	---	---	42,61	0,03	---	---	---	---	88,2	29,4	---
Cr	17380	20230	---	---	---	---	0,45	---	---	---	109,4	284,1	75
Ni	54,58	2489,58	---	---	---	---	0,33	---	2184,5	---	3,5	9,3	30
Cu	6132	3028	---	---	---	---	---	---	---	---	3,5	3,1	60
Se	1351,07	50,29	0,88	---	---	---	---	---	---	---	---	---	5
Ti	---	---	2076,5	---	509,55	---	16,82	0,08	3662,5	13,49	---	---	---
Fe	---	---	6140,0	---	4996	---	---	---	---	---	---	---	---
Zn	---	---	---	---	---	---	28,83	---	61,49	---	---	---	---
Br	---	---	---	---	---	---	1,08	---	1734,5	---	---	---	---
I	---	---	---	---	---	---	279,75	1,52	---	---	---	---	---
Y	---	---	---	---	---	---	---	---	1429	4,01	---	---	---
Hf	---	2947,1	---	---	4101,5	10,0	---	---	3587,5	10,44	---	---	---
Pb	26,28	19,06	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	72
Nb	20,27	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Yb	87,45	---	787,55	1,46	---	---	719,25	3,95	---	---	---	---	---

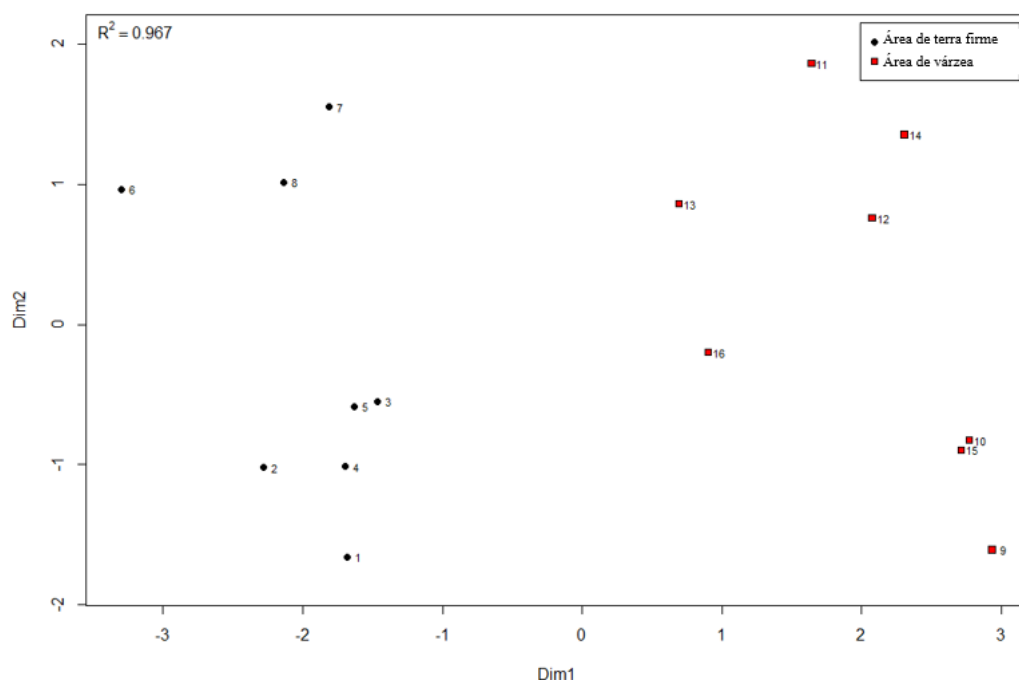
O dendograma (Figura 7) representa o teor de solo rizosférico dos indivíduos analisados. Por meio da análise é possível observar dois grupos, o primeiro grupo corresponde a área terra firme (1 ao 8) e o segundo grupo a área de várzea cultivada com *U. lobata* (9 ao 16). O resultado do agrupamento mostra que as áreas apresentam solos com características próprias, que resultaram na separação de dois grupos distintos.



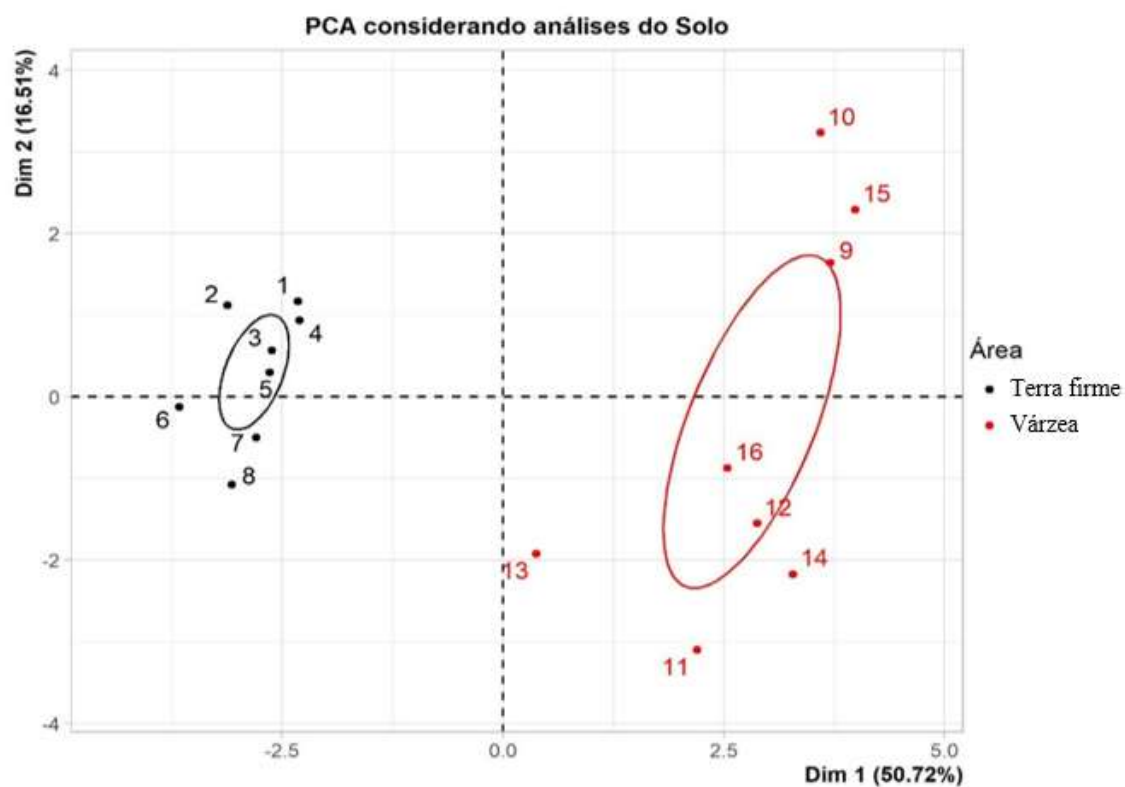
**Figura 7.** Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média entre solos rizosféricos de dezesseis genótipos de *Urena lobata* L., com base em análises de elementos químicos presentes no solo na região da rizosfera das plantas. Coeficiente de correlação cofenética:  $r = 0,852378$ . A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977).

A relação de similaridade entre as amostras de solos rizosféricos foi realizada pela análise de escalonamento multidimensional não-métrico (Figura 8). Os componentes da área terra firme dividiram-se em dois subgrupos, o primeiro 1, 2, 3, 4 e 5 e o segundo de com os indivíduos 6, 7 e 8. De forma semelhante, os componentes da área de várzea também se dividiram em dois subgrupos, o primeiro subgrupo foi formado pelos indivíduos 9, 10 e 15 e o segundo pelos indivíduos 11, 12, 13, 14 e 16, no entanto, cada área manteve-se separada, não havendo mistura de amostras das áreas, confirmando os resultados da análise anterior.

A análise de PCA (Figura 9) representa o gráfico de dispersão, com ambas as coordenadas de 16,51% e 50,72% da variação total observada, confirmando a separação dos grupos, sendo cada grupo correspondente a sua área de origem



**Figura 8.** Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias entre solos rizosféricos de dezesseis genótipos de *Urena lobata* L. com base nas análises do solo, na região da rizosfera.

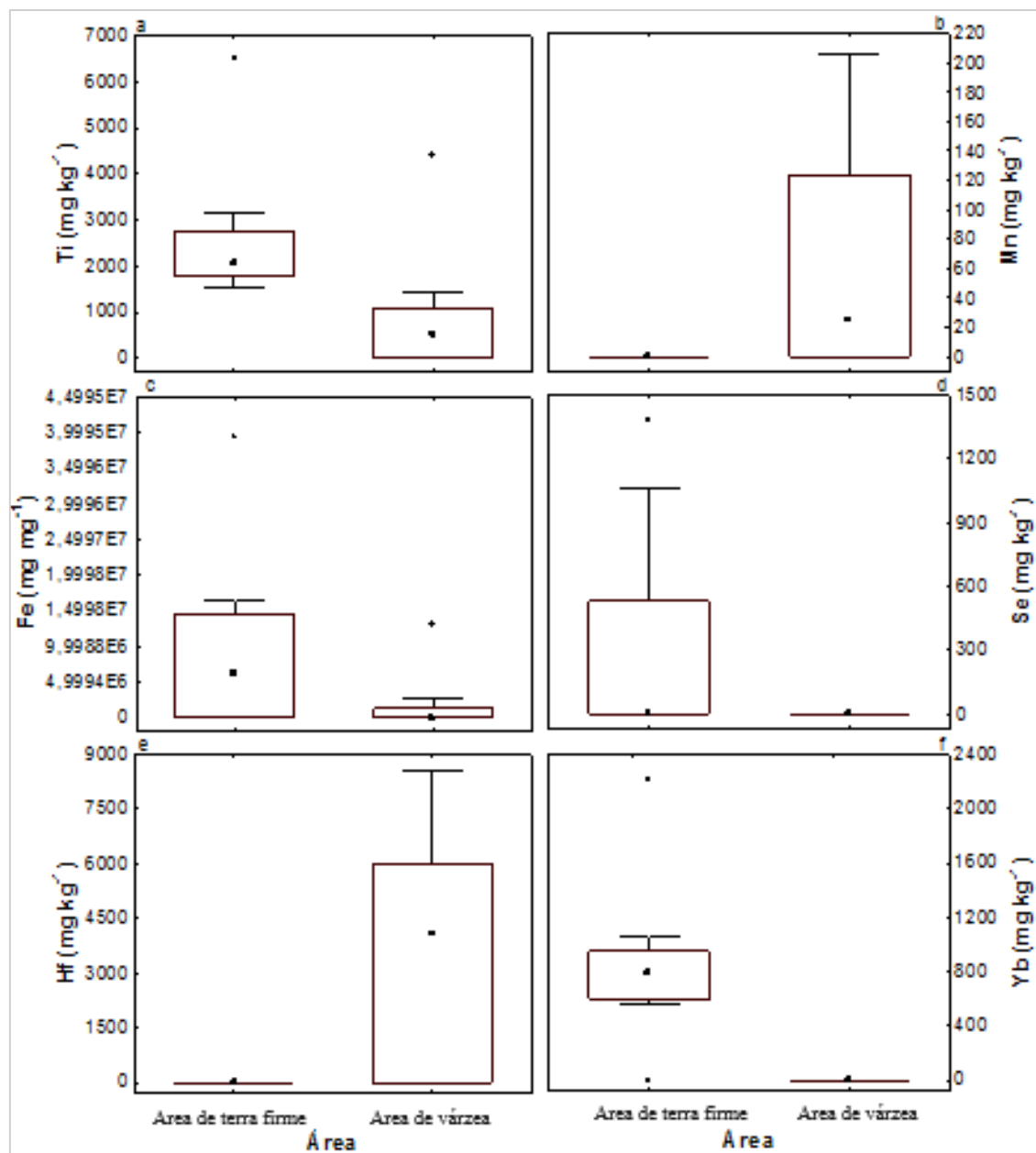


**Figura 9.** Análise de Componentes Principais (PCA), entre solos rizosféricos de dezesseis genótipos de *Urena lobata* L., onde as elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.

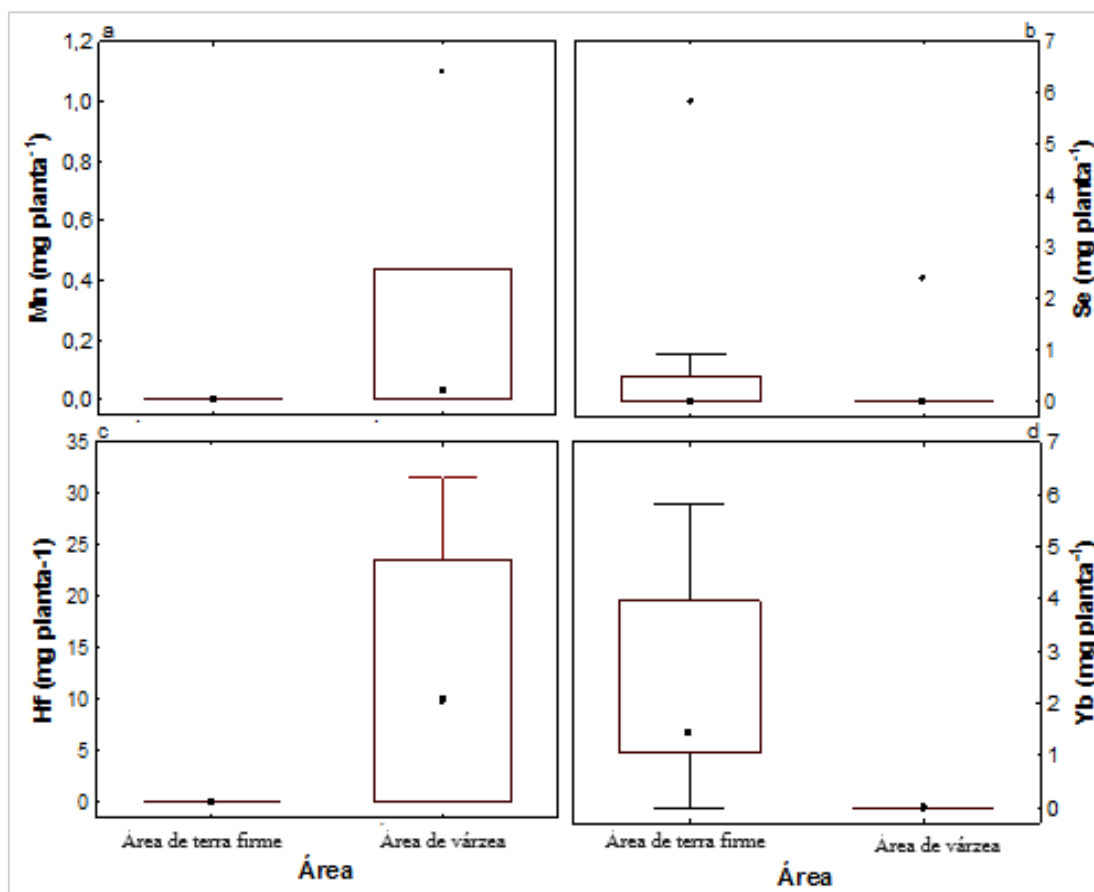
**Análise dos teores e quantidades acumuladas dos elementos inorgânicos no sistema radicular das plantas, nas áreas avaliadas.**

As áreas de terra firme e várzea apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) no acúmulo de Ti, Mn, Fe, Se, Hf, Yb (Figura 10) nas raízes de *U. lobata*. Os maiores teores de Ti ( $2076,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Fe ( $6140,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Se ( $0,88 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e Yb ( $787,55 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) (Figura 10, Tabela 2) foram observadas na área de terra firme, com reduções 75,46% e 18,63% para Ti, Fe e de 100% para Se e Yb, respectivamente, em relação a área de terra firme para várzea.

Houve também, diferença significativa para acúmulo nas áreas de estudo para elementos Mn, Hf e Yb (Figura 11). O Yb ( $1,46 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) concentrou-se apenas nas raízes das plantas da área de terra firme, enquanto, que Mn ( $0,03 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e Hf ( $10,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), a concentração foi maior na área de várzea (Figura 11 e Tabela 2), ocorrendo uma redução de 100 %, de Yb da área de terra firme para a área de várzea e de 100% de Mn e Hf de várzea para área de terra firme.

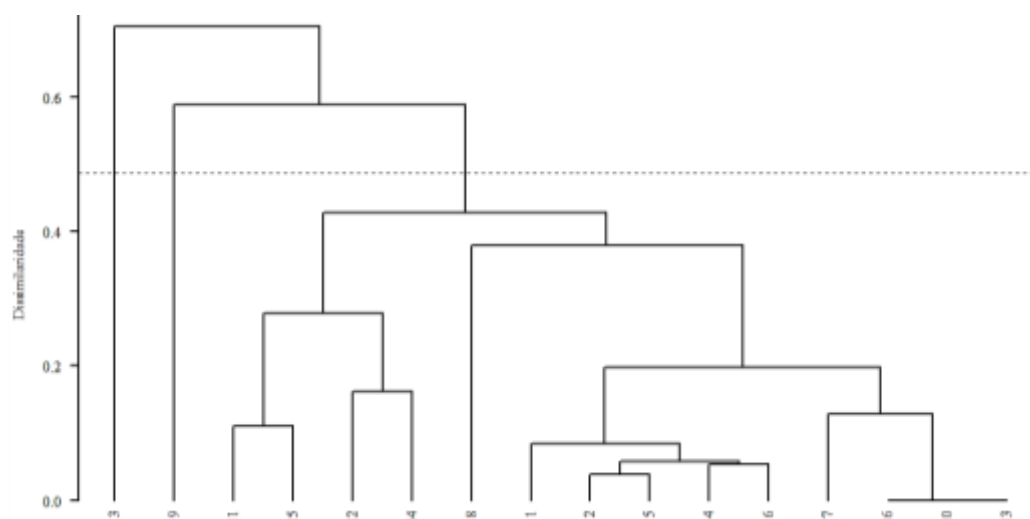


**Figura 10.** Teores dos elementos inorgânicos nas raízes das plantas de *Urena lobata* L., avaliados nas áreas terra firme e de várzea. Titânio (Ti), manganês (Mn), ferro (Fe), selênio (Se), háfnio (Hf), itérbio (Yb). Para cada elemento inorgânico o gráfico *Boxplot* representa os percentis 25 a 75 (com a mediana nele contida). Os bigodes representam os maiores e menores valores que não são *outliers*.



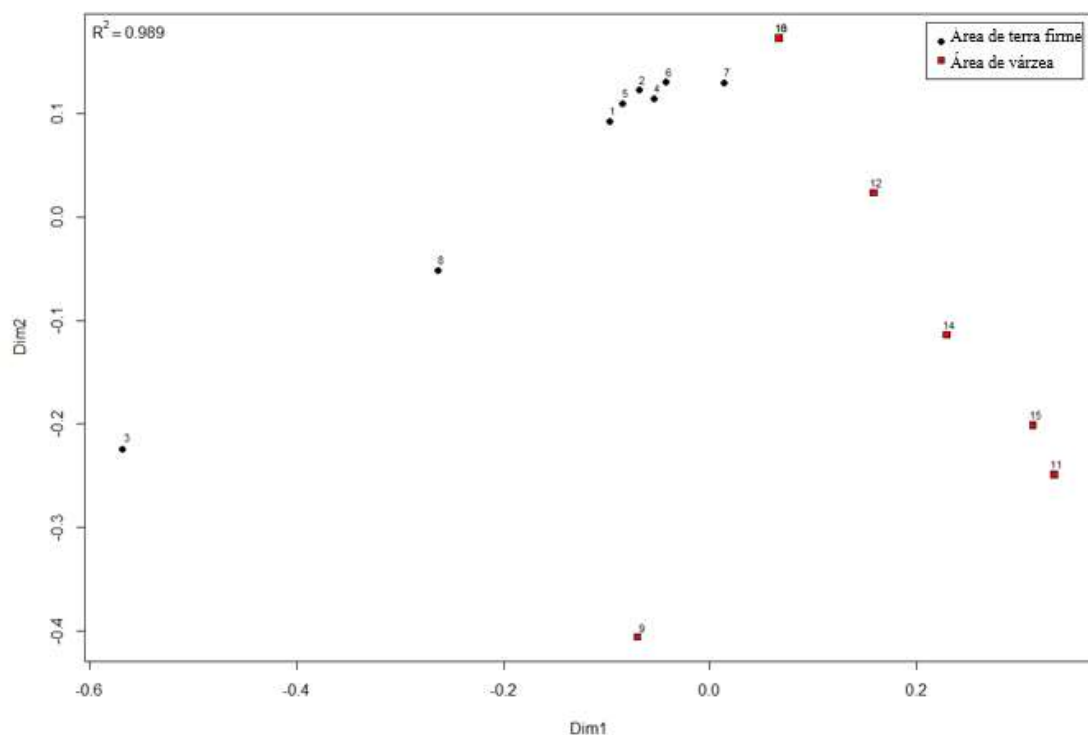
**Figura 11.** Acúmulo dos elementos inorgânicos nas raízes das plantas de *Urena lobata* L., avaliados nas áreas terra firme e de várzea. Manganês (Mn), selênio (Se), háfnio (Hf), itérbio (Yb). Para cada elemento inorgânico o gráfico *Boxplot* representa os percentis 25 a 75 (com a mediana nele contida). Os bigodes representam os maiores e menores valores que não são *outliers*.

O dendograma (Figura 12), corresponde a análise de raízes para os genótipos de *U. lobata*, apresenta a formação de um grande grupo (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16), envolvendo genótipos, tanto da área terra firme como da área de várzea, deixando de forma isolada dentro desse grande grupo o genótipo 8 que pertence a área terra firme, e os genótipos 3 e 9, que ficaram isolados fora do grande grupo. Esses genótipos isolados, apresentam características diferenciadas dos demais.



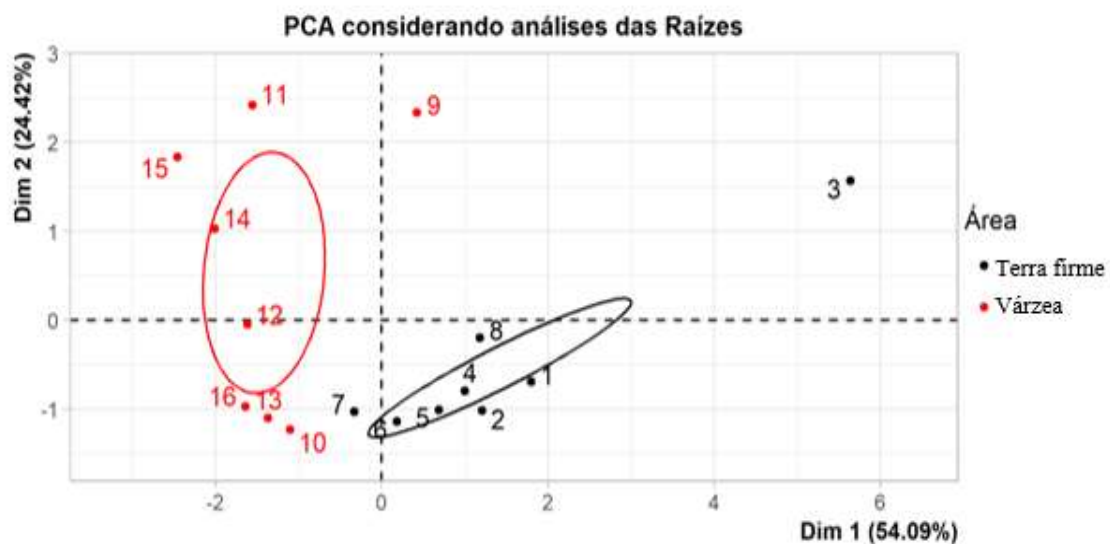
**Figura 12.** Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média das amostras de raízes das plantas de dezesseis genótipos de *Urena lobata* L. com base em análises de elementos químicos presentes nas raízes das plantas. Coeficiente de correlação cofenética:  $r = 0,9061$ . A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojima (1977).

A análise da relação de similaridade entre os genótipos a partir de dois eixos foi realizada pela análise de escalonamento multidimensional não-métrico (Figura13). Um pequeno grupo de indivíduos da área terra firme, ficaram mais próximos entre si, formando um grupo a parte dos componentes da área de várzea. Apenas os indivíduos 3 e 8 se distanciaram dos demais indivíduos do grupo. Para área de várzea, apenas o genótipo 9 demonstrou-se distante dos outros elementos.



**Figura 13.** Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias genéticas das amostras de raízes das plantas de dezesseis genótipos de *Urena lobata* L. com base nos dados de raízes.

A análise de componentes principais (Figura 14) confirma a separação dos indivíduos em dois grupos distintos, correspondendo cada um à sua área de origem.

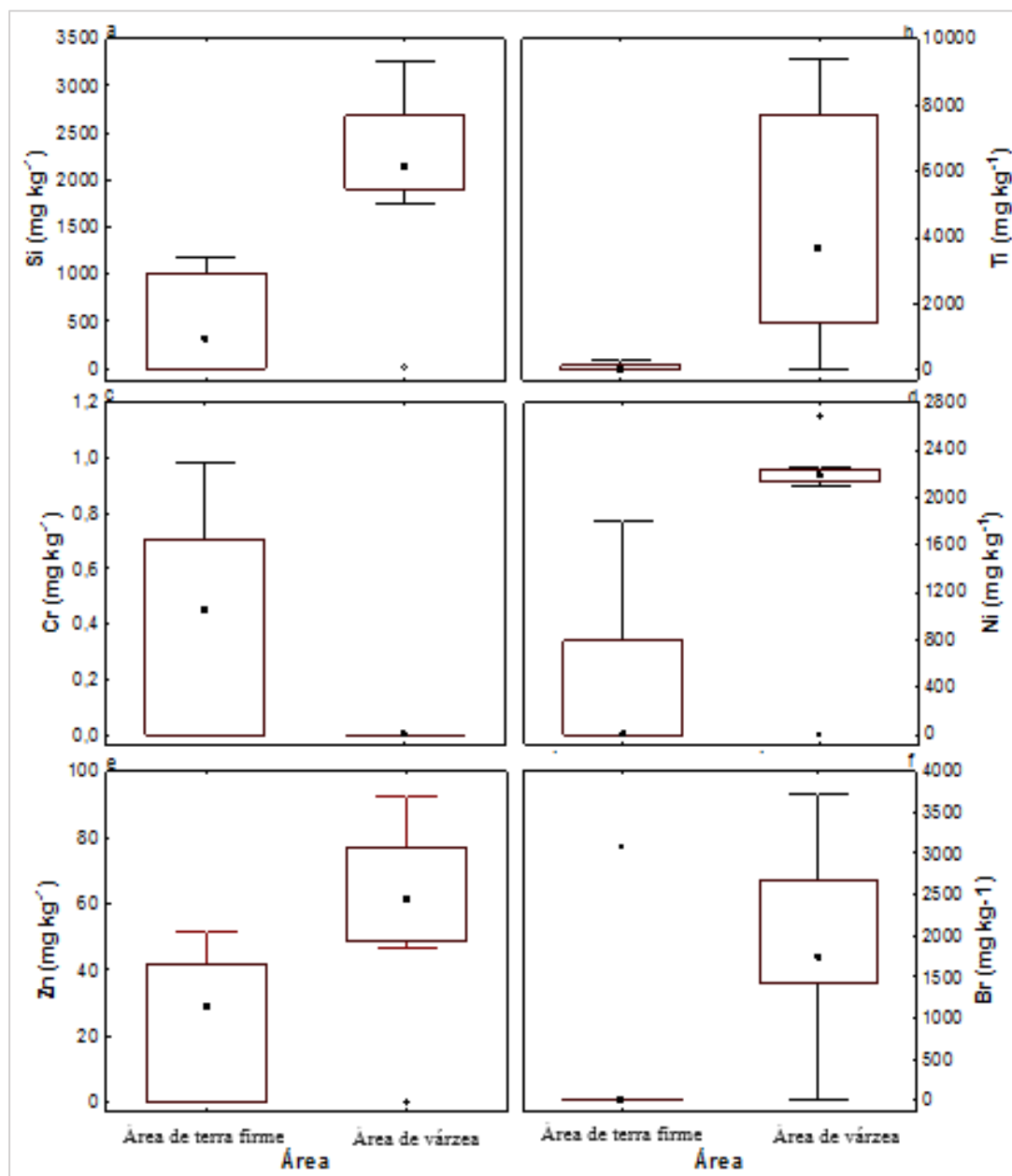


**Figura 14.** Análise de Componentes Principais (PCA) das amostras de raízes das plantas de dezesseis genótipos de *Urena lobata* L. As elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.

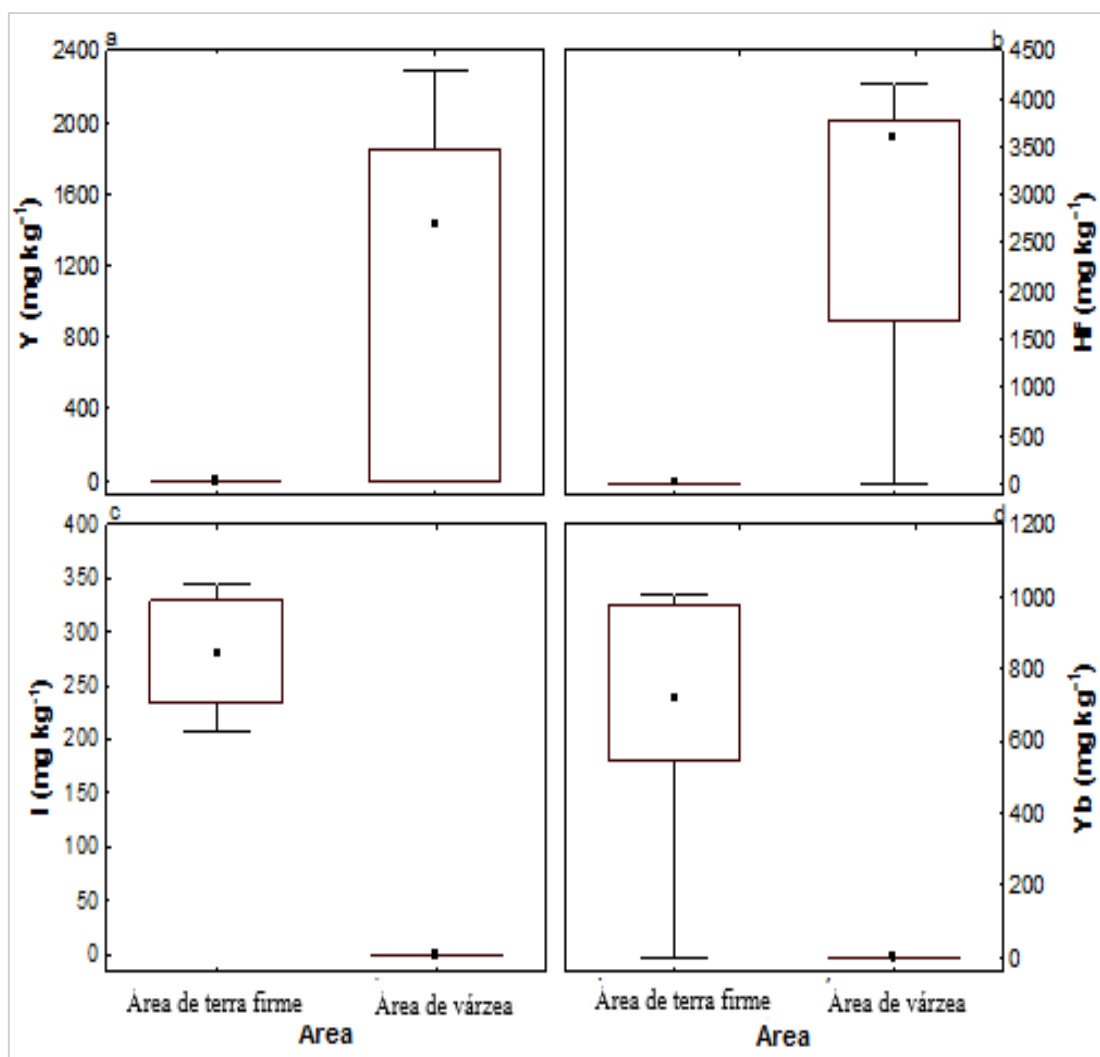
### **Análise dos teores e quantidades acumuladas dos elementos inorgânicos nas folhas de *Urena lobata* nas áreas avaliadas**

As áreas de terra firme e várzea apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) no teor de Si, Ti, Cr, Ni, Zn, Br, Hf, Y, I, Yb (Figura 15a) nas folhas de *U. lobata*. Os maiores teores de I ( $279,75 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e Yb ( $719,25 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) foram observados na área de terra firme (Figura 15b, Tabela 2), com redução de 100% em relação a área de terra firme para área de várzea, respectivamente para os dois elementos. O Si ( $2134,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Ti ( $3662,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Ni ( $2184,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Br ( $1734,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Hf ( $3587,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e Y ( $1429,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) apresentaram os teores mais elevados na área de várzea, com redução de 85%, 99,54%, 99,98%, 100%, 100%, e 99,94% respectivamente em relação a área de várzea para área de terra firme.

O acúmulo para os elementos Si, Ti, I, Yb, também apresentou diferença significativa ( $p < 0,05$ ) nas folhas *U. lobata* (Figura 15a). Os maiores valores de acúmulo na área de terra firme ocorreram para os elementos I e Yb com redução de 100% na área de várzea. Enquanto, para área de várzea os elementos Si e Ti, Hf e Y a redução foi de 73,8% e 99,4%, 100% e 100% respectivamente, em relação a área de terra firme.

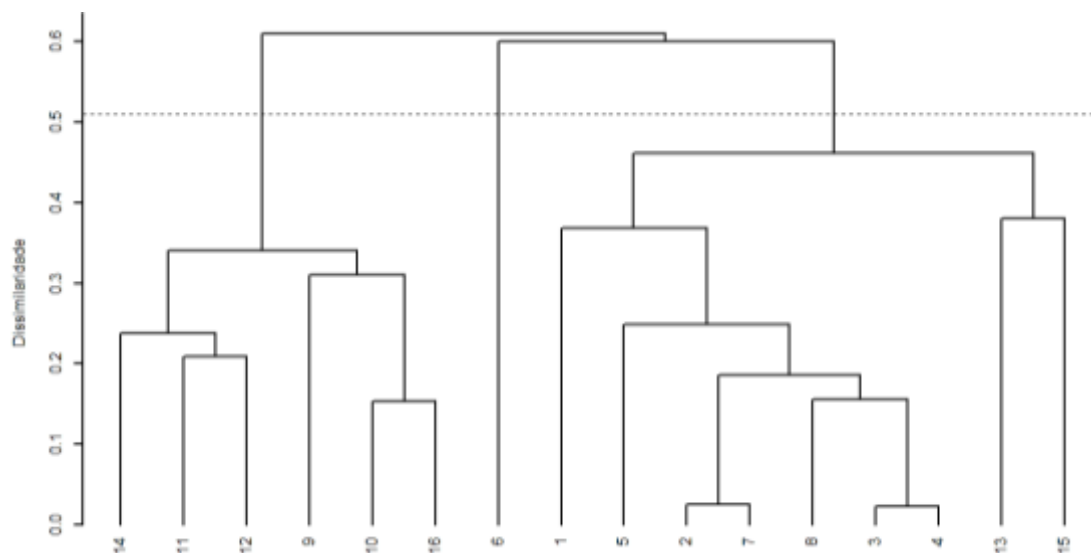


**Figura 15a.** Teor dos elementos inorgânicos nas amostras de folhas das plantas de dezesseis genótipos de *Urena lobata* L., avaliados nas áreas terra firme e de várzea. Silício (Si), Titânio (Ti), Crômio (Cr), Níquel (Ni), Zinco (Zn), Bromo (Br). Para cada elemento inorgânico o gráfico *Boxplot* representa os percentis 25 a 75 (com a mediana nele contida). Os bigodes representam os maiores e menores valores que não são outliers.



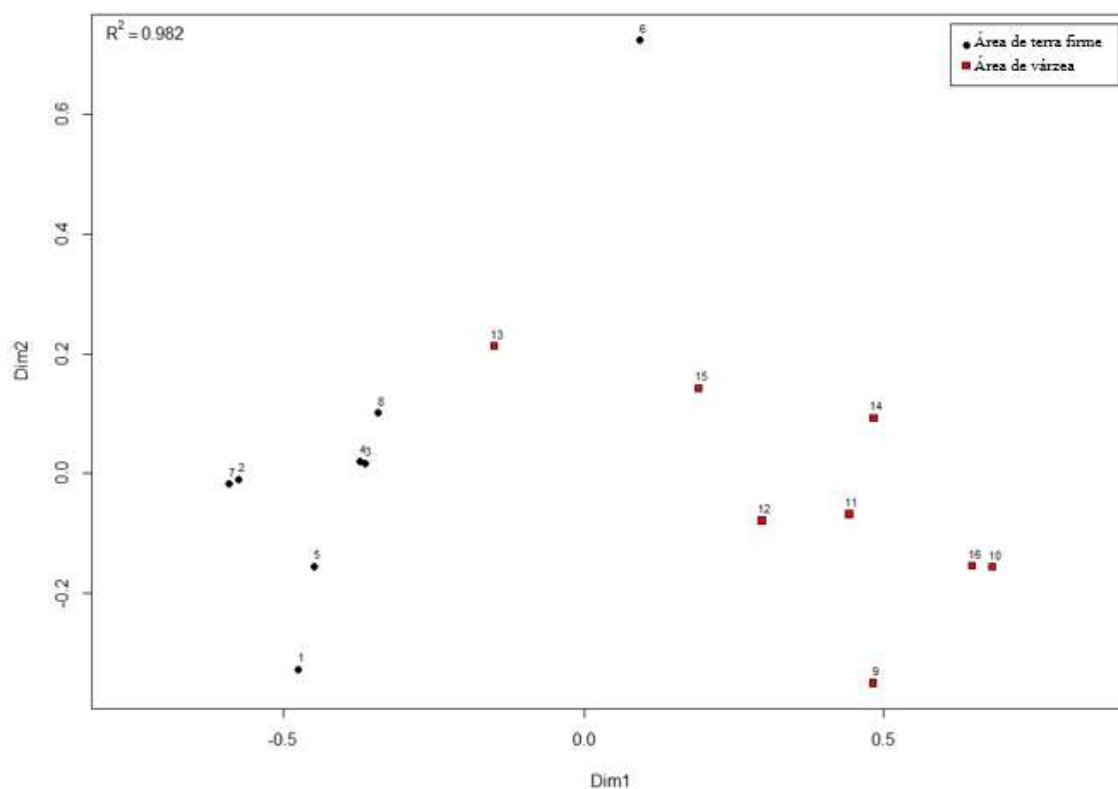
**Figura 15b.** Teor dos elementos inorgânicos nas amostras de folhas das plantas de dezesseis genótipos de *Urena lobata* L., avaliados nas áreas Terra firme e de Várzea. Ítrio (Y), Háfnio (Hf), Iodo (I), Íterbio (Yb). Para cada elemento inorgânico o gráfico *Boxplot* representa os percentis 25 a 75 (com a mediana nele contida). Os bigodes representam os maiores e menores valores que não são *outliers*.

O dendograma (Figura17) para análise de folhas de *U. lobata*, apresenta a formação de dois grupos, um contendo os indivíduos 9, 10, 11, 12, 14 e 16 da área de várzea e o segundo, que agrupou os indivíduos das duas áreas (1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 13, 15), deixando isolado o indivíduo 6, que pertence a área terra firme. Demonstrando característica diferenciada dos demais indivíduos.



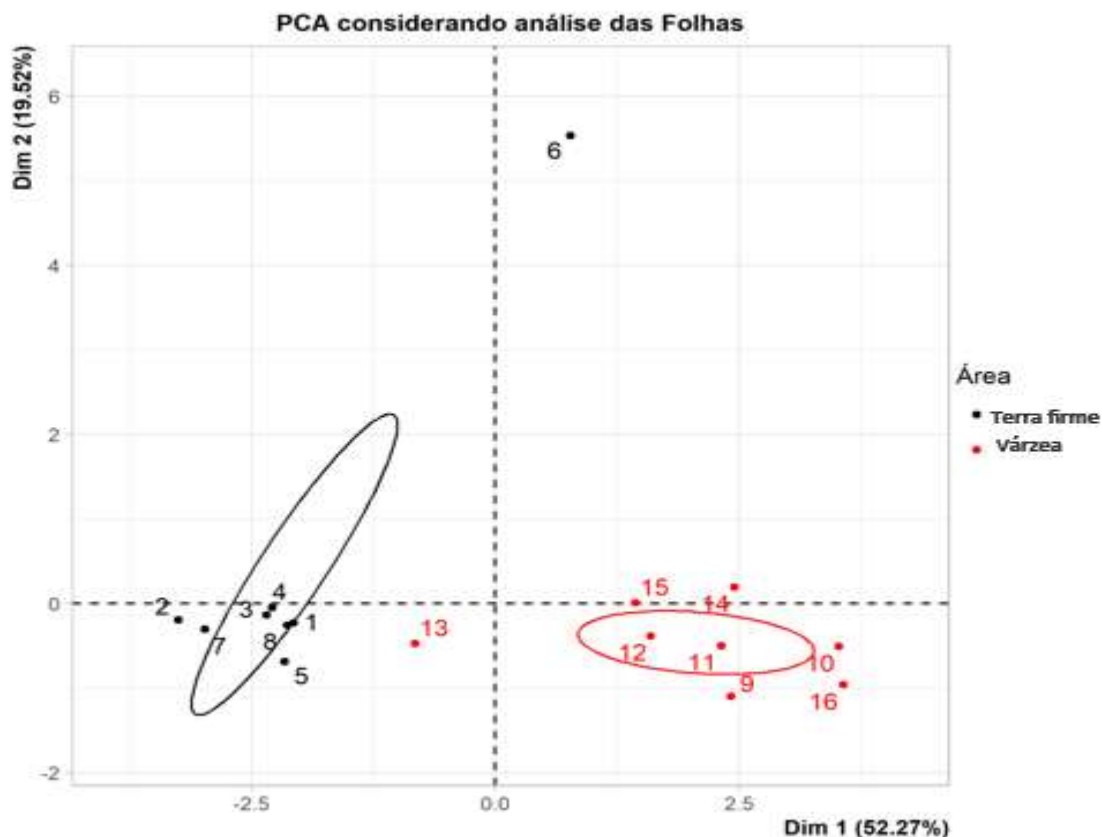
**Figura 17.** Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média nas amostras de folhas das plantas de dezesseis genótipos de *Urena lobata* L., com base em análises de elementos químicos presentes nas folhas das plantas. Coeficiente de correlação cofenética:  $r = 0,8890$ . A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977).

A análise de escalonamento multidimensional não-métrico foi realizada para verificar a relação de similaridade entre os genótipos de *U. lobata* (Figura18) considerando a análise foliar. Os indivíduos 2, 7 e 3, 4, ficaram mais próximos entre si, formando um grupo a parte dos componentes da área terra firme. O indivíduo 6 ficou isolado dos demais para essa área. Para a área de várzea, os indivíduos 10, 16 e 11, 12 foram os mais próximos.



**Figura 18.** Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias genéticas entre nas amostras de folhas das plantas de dezesseis genótipos de *Urena lobata* L., com base nos dados das análises das folhas.

A análise de Componentes Principais para análise foliar dos indivíduos (Figura 19) mostra que aproximadamente 72% da variação total observada confirma a separação dos indivíduos em dois grupos, onde apenas os indivíduos 6 e 13 se distanciaram dos grupos de indivíduos corresponde a suas respectivas áreas de origem.



**Figura 19.** Análise de Componentes Principais (PCA) para dados de amostras de folhas das plantas de dezesseis genótipos de *Urena lobata* L. As elipses indicadas no gráfico, representam as regiões de confiança para caracterização das áreas estudadas.

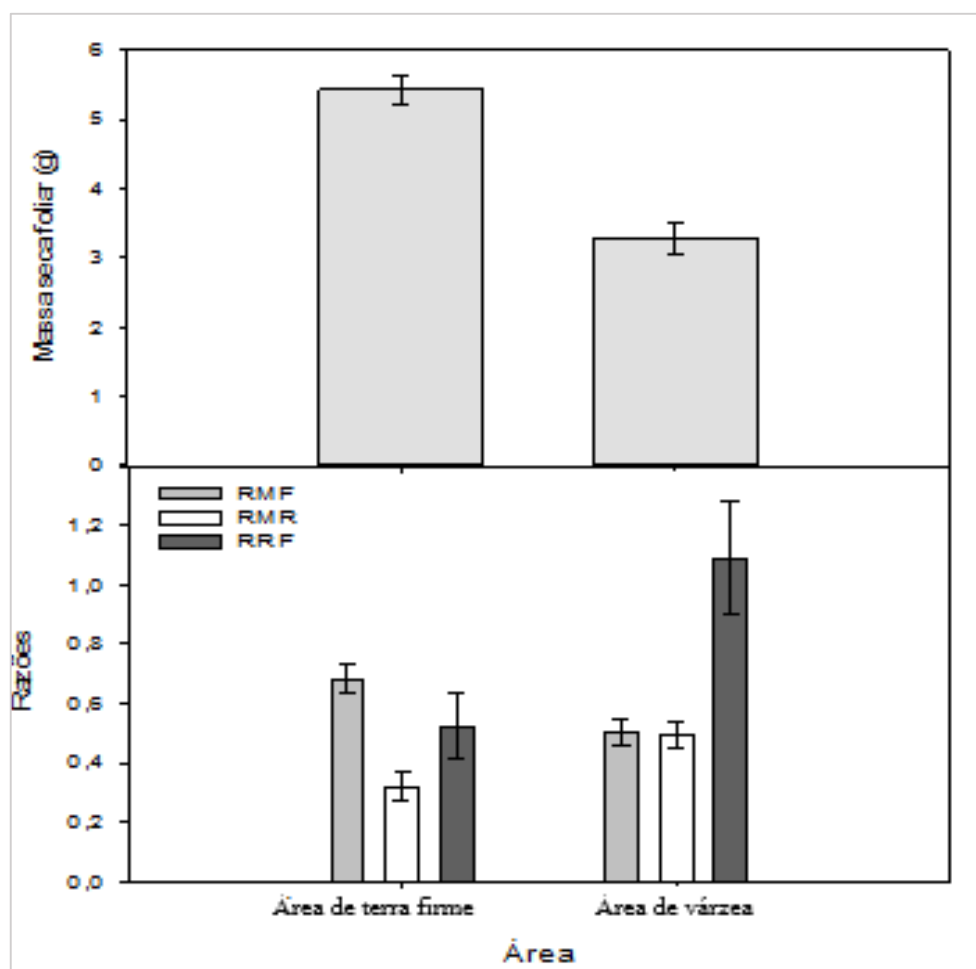
### Análises dos parâmetros de biomassa vegetal

O acúmulo, razão e partição de fotoassimilados foram analisados por meio dos parâmetros de massa seca de folha (MSF), massa seca de raiz (MSR), as razões de massa seca de folha (RMF), razão de massa de raiz (RMR) e a razão raiz/folha (RRF), tanto em plantas da área terra firme quanto na área de várzea (Figura 20).

Podemos observar na Tabela 3, que o acúmulo final da MSF de 5,43g foi superior para as plantas da área terra firme, em relação as plantas da área de várzea com média de 3,24g, ocorrendo uma redução de 39%. Enquanto, a MSR, não apresentou diferença significativa ( $p < 0,05$ ) para as áreas avaliadas, não sendo, portanto, demonstrado no gráfico.

Para as médias das razões, foi observado para o parâmetro RMF, média significativa de 0,68g para a área terra firme e 0,51g para área de várzea, com uma porcentagem de redução de 25% de uma área para outra. Para RMR e RRF, o comportamento foi diferenciado, onde as médias superiores, 0,49g e 1,09g, foram

observadas na área de várzea e inferior 0,32g e 0,52g na área terra firme, ocorrendo uma de redução de 35% e 52%, respectivamente.



**Figura 20.** Representação gráfica dos parâmetros de biomassa vegetal de *Urena lobata* L. Massa seca da folha (MSF), Razão de massa foliar (RMF), Razão de massa da raiz (RMR) e Raiz/Folha (RRF), avaliadas na área terra firme com presença de resíduos sólidos urbanos e área de várzea.

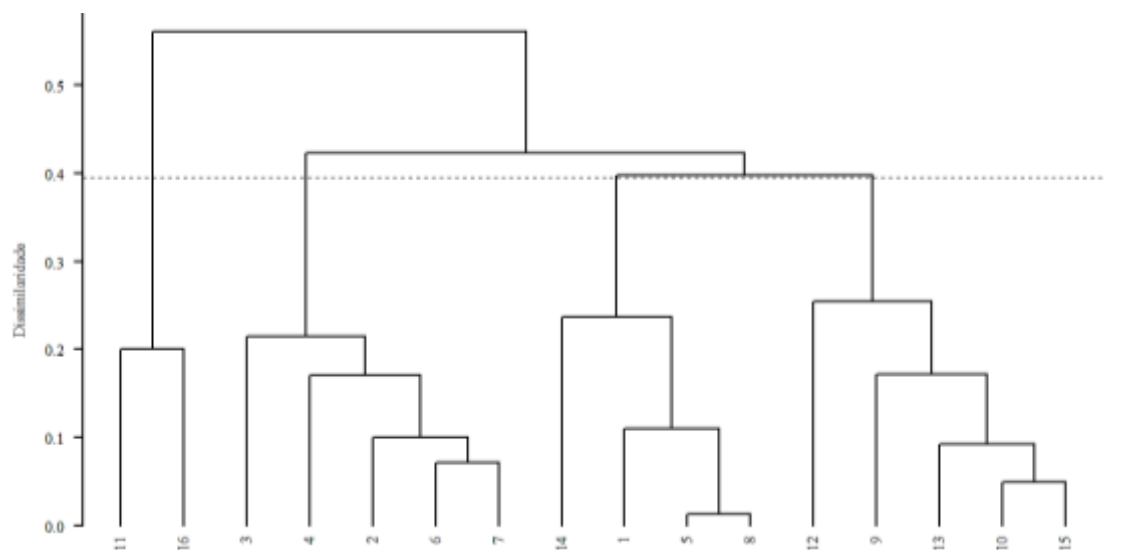
**Tabela 3.** Médias da Massa seca foliar (MSF), massa seca raiz (MSR), razão massa foliar (RMF) e razão massa raiz (RMR) e razão raiz/folha (RRF), de *Urena lobata* L. presentes na área terra firme e de várzea.

ÁREA	MSF	MSR	MST	RMF	RMR	RRF
			----- g.kg <sup>-1</sup> -----			
Terra firme	5,43 b	2,93 a	8,36 b	0,68 b	0,32 a	0,52 a
Várzea	3,29 a	3,63 a	6,93 a	0,51 a	0,49 b	1,09 b

Medias seguidas por letras iguais na coluna, representa não-significância e as seguidas por letras diferentes representam significância ( $p < 0,05$ ) pelo teste Tukey.

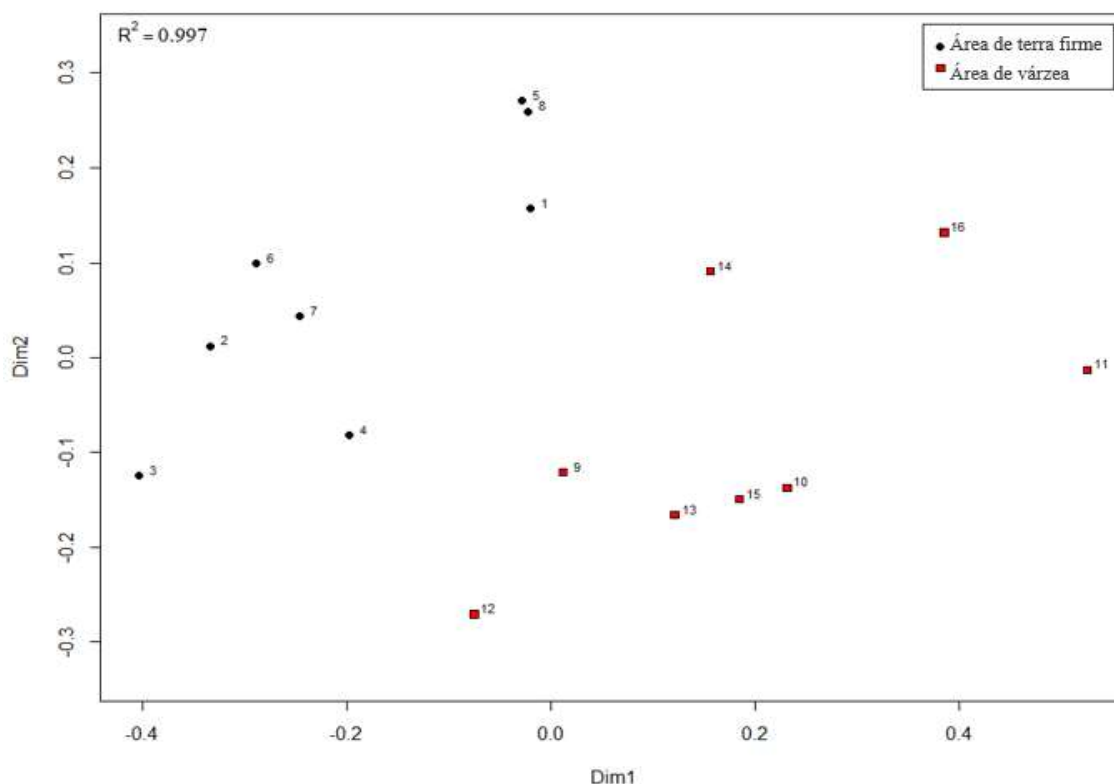
O dendrograma (Figura 21) apresenta a análise de massa seca dos genótipos de *U. lobata*. A análise revelou a formação de quatro grupos, o primeiro agrupou indivíduos da área de várzea (9, 10, 12, 13, 15), o segundo agrupou indivíduos da área terra firme e

de várzea (1, 5, 8, 14), o terceiro somente indivíduos da área de terra firme (2, 3, 4, 6, 7) e o quarto os indivíduos (11 e 16) que ficaram mais distantes e isolados dos demais indivíduos da área terra firme, apresentando características próprias. O agrupamento mostra que a caracterização fenotípica proporcionou o agrupamento de indivíduos de áreas diferentes, apesar do efeito do ambiente e os indivíduos, em geral, possuíam maiores relações de massa seca ficaram em grupos com maior número de indivíduos.



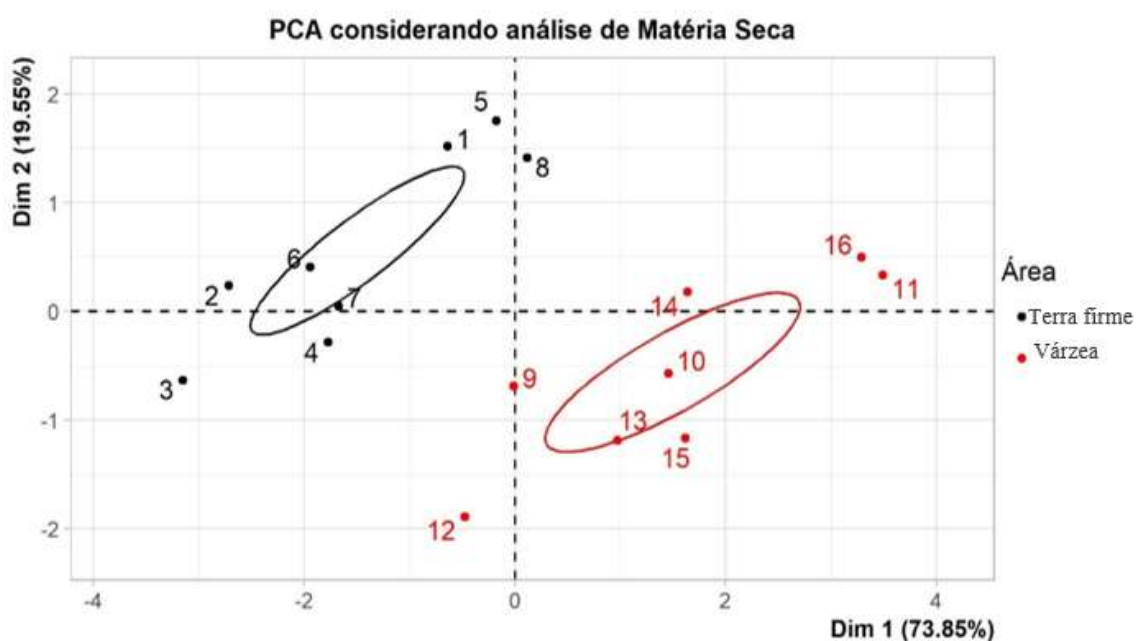
**Figura 21.** Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média entre dezesseis genótipos de *Urena lobata*, com base em análises de massa seca das plantas. Coeficiente de correlação cofenética:  $r = 0,7696$ . A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977).

A representação da relação de similaridade genética entre os genótipos considerando a análise de massa seca dos indivíduos foi realizada pela análise de escalonamento multidimensional não-métrico (Figura 22). Apenas os indivíduos 11 e 16 ficaram distantes da posição dos indivíduos de várzea, confirmando os resultados das análises anteriores, em que os indivíduos com características similares tendem ficar mais próximos.



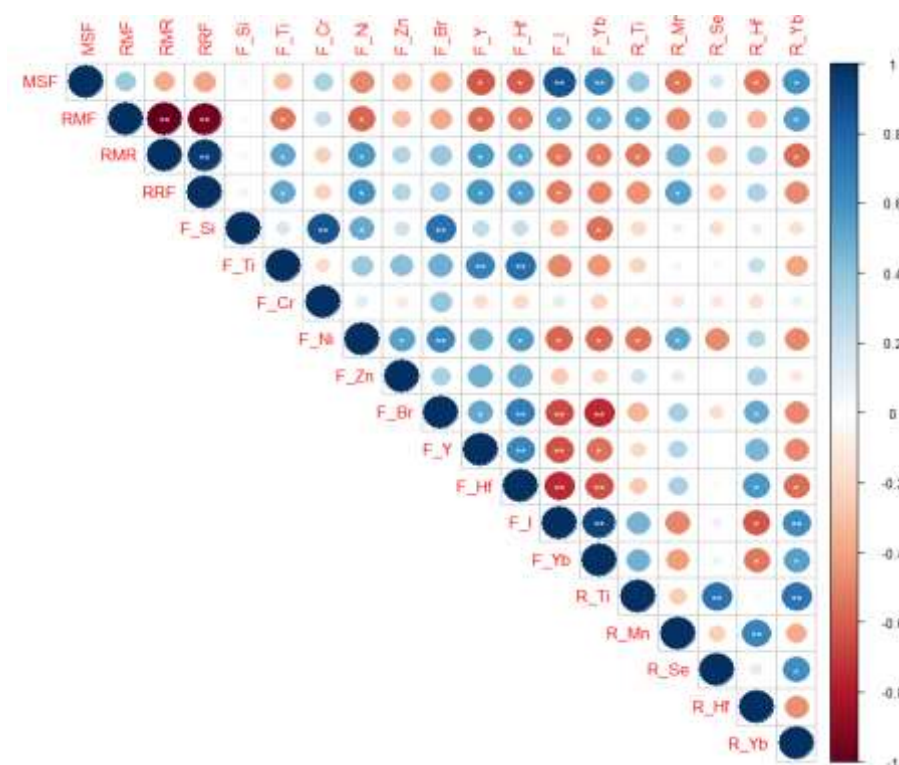
**Figura 22.** Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias genéticas entre dezesseis genótipos de *Urena lobata*, com base nas análises de matéria seca.

Para representar a dispersão dos genótipos foi realizada a análise de PCA (Figura 23). Verificou-se que 93,4% da variação total observada confirma a maior similaridade de indivíduos pertencentes a mesma área de origem.



**Figura 23.** Análise de Componentes Principais (PCA) para Massa Seca de *Urena lobata*. As elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.

Para avaliar o grau de relacionamento entre as variáveis, foi realizado uma análise de correlação entre componentes inorgânicos. A análise da correlação entre os componentes inorgânicos MSF, RMF, RMR e RRF de *U. lobata* está representado na Figura 25. As correlações que apresentaram valores positivos e significativos ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste T, foram representadas pela cor azul mais intensa, como MSF x F\_I (0,8628), MSF x F\_Yb (0,6847), RMF x F\_I (0,5119), RMF x F\_Yb (0,4963), RMR x F\_Ti (0,5235), RMR x F\_Ni (0,5673), RMR x F\_Y (0,555), RMR x F\_Hf (0,5098), RRF x F\_Ti (0,5138), RRF x F\_Ni (0,6044), RRF x F\_Y (0,5815), RRF x F\_Hf (0,5578), MSF x R\_Yb (0,5941), RMF x R\_Ti (0,5269), RMF x F\_Yb (0,5574), RRF x R\_Mn (0,5431). As correlações significativas negativas em nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste T foram representadas em cores avermelhadas/alaranjadas mais intensas, MSF x F\_Y (-0,6188), MAF x F\_Hf (-0,6016), RMF x F\_Ti (-0,5235), RMF x F\_Ni (-0,5673), RMF x F\_Y (-0,555), RMF x F\_Hf (-0,5098), RMR x F\_I (-0,5119), RMR x F\_Yb (-0,4963), RRF x F\_I (-0,5193), MSF x R\_Mn (-0,5291), MSF x R\_Hf (-0,5265), RMR x R\_Ti (-0,5269), RMR x R\_Yb (-0,5574).



**Figura 24.** Correlação de Person entre os componentes inorgânicos, massa seca foliar (MSF), razão da massa seca foliar (RMF), razão da massa seca da raiz (RMR), razão raiz/folha (RRF) de *Urena lobata*. Massa seca foliar (MSF), massa seca da raiz (MSR), razão de massa foliar (RMF), razão de massa da raiz (RMR), e razão raiz/folha (RR), folha (F) e raiz (R).

Os genótipos que possuem valores superiores à média da área para os elementos nas folhas podem ser recomendados para coleta de sementes para o plantio, visando fitorremediação. Os elementos podem ser retirados dos solos por vários indivíduos, entre esses elementos, destacam-se Si (P6), Ti (P5), Cr (P6), Ni (P1, P6), Zn (P1, P3, P4), Br (P6), I (P1, P2, P5, P7), Yb (P1, P2, P5, P7) para área terra firme e Si (P2, P3, P6, P7, P8), Ti (P1, P2, P8), Ni (P2, P3, P4, P6, P7, P8), Zn (P1, P2, P3, P4, P8), Br (P1, P2, P6), Y (P1, P2, P3, P7, P8) e Hf (P1, P2, P3, P4, P6, P8) para área de várzea (Tabela 5).

**Tabela 4.** Teor foliar(mg.kg<sup>-1</sup>) de elementos inorgânicos em genótipos de *Urena lobata*, crescendo em área terra firme com presença de resíduos sólidos urbanos e área de várzea com plantio da espécie.

Amostras	Área Terra firme										Área de Várzea									
	Si	Ti	Cr	Ni	Zn	Br	Y	Hf	I	Yb	Si	Ti	Cr	Ni	Zn	Br	Y	Hf	I	Yb
<b>P1</b>	528,90	26,67	0,98	1798,00	128,40	2,22	0,00	0,00	345,00	949,20	2052,00	7415,00	0,00	2,54	92,37	2246,00	1858,00	4157,00	0,00	0,00
<b>P 2</b>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	301,80	1006,00	3253,00	7965,00	0,00	2254,00	76,35	3092,00	2281,00	3654,00	0,00	0,00
<b>P 3</b>	831,90	10,76	0,41	0,24	51,75	0,69	0,00	0,00	235,80	684,50	2143,00	2903,00	0,00	2229,00	62,48	1797,00	1435,00	3858,00	0,00	0,00
<b>P 4</b>	1175,00	22,87	0,93	0,76	50,71	1,46	0,00	0,00	257,70	672,50	1757,00	3627,00	0,00	2155,00	60,49	1284,00	1,77	3368,00	0,00	0,00
<b>P 5</b>	110,80	6566,00	0,48	0,43	25,19	18,21	0,00	0,00	329,30	754,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>P 6</b>	8923,00	312,50	5661,00	1596,00	32,47	3075,00	0,00	0,00	206,80	0,00	2434,00	3698,00	0,00	2103,00	46,37	3727,00	1,71	3706,00	0,00	0,00
<b>P 7</b>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	329,50	1008,00	2126,00	0,00	0,00	2214,00	50,63	1553,00	1423,00	0,00	0,00	0,00
<b>P 8</b>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	232,00	417,00	2926,00	9378,00	0,00	2687,00	77,17	1672,00	1822,00	3521,00	0,00	0,00
<b>Médias</b>	<b>1446,20</b>	<b>867,35</b>	<b>707,98</b>	<b>424,43</b>	<b>36,07</b>	<b>387,20</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>279,74</b>	<b>686,40</b>	<b>2086,38</b>	<b>4373,25</b>	<b>0,00</b>	<b>1705,57</b>	<b>58,23</b>	<b>1921,38</b>	<b>1102,81</b>	<b>2783,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>

P= Planta

## DISCUSSÃO

### **Análise dos teores de elementos inorgânicos no solo das áreas avaliadas**

Os solos da área de terra firme e da área de várzea, apresentaram pH de 4,0 e 5,0 respectivamente, apresentando-se abaixo da faixa ideal requerida pelas plantas (5,5 – 6,5) para seu crescimento (MIRANDA et al., 2017; SANTOS et al., 2021). As médias de pH do solo podem ser usadas para prever o comportamento químico dos solos, especificamente em relação à disponibilidade de nutrientes e à presença de elementos tóxicos (MAGALHÃES e GOMES, 2013). Solos com baixo pH, são característicos nos ecossistemas amazônicos em virtude da alta concentração de Al (GUIMARÃES et al., 2013).

Dos elementos identificados nas áreas de estudo, considerados essenciais e requeridos em maior proporção pelas plantas, como P, K, Ca e Mg, apenas o P foi observado na área de terra firme. Ressalta-se que sua disponibilidade pode estar relacionada a matéria orgânica em função da serapilheira encontrada no local. No solo, o íon fosfato pode ser encontrado nas formas inorgânicas ( $P_i$ ), pelo processo de intemperismo ou na forma orgânica ( $P_o$ ), onde a ausência limita o crescimento desenvolvimento das plantas (DE MELO e DE MENDONÇA, 2019; PINTO et al., 2020). O P orgânico nos solos tropicais intensamente intemperizados, constitui um importante e relevante fonte de P as plantas, pois compõem de 15 a 80% do fósforo total do solo (PINTO et al., 2020). O P orgânico é originário dos resíduos vegetais adicionados ao solo, do tecido microbiano e dos produtos de sua decomposição (DOS SANTOS et al., 2008; PINTO et al., 2020).

Ressalta-se que o solo de terra firme amostrado, estava em área recortada pela pavimentação de estradas, construções, em que na maioria das vezes a camada superficial do solo havia sido removida por máquinas, e em local de relevo plano e de pluviosidade elevada, típico de Latossolo Amarelo descrito na literatura por apresentar estágio avançado de intemperização e processo intenso de lixiviação em decorrência dos agentes intempéris (SANTOS et al., 2006; DA LUZ FREITAS et al., 2015).

Para os solos de várzea, verificou-se os expressivos teores de Ca, Mg e Si que pode ser explicado pela natureza da sua formação, que guardam estreita relação com seu material de origem, proveniente das cordilheiras Andinas e sub andinas, que propiciam o acúmulo de sedimentos ricos em cálcio, magnésio e Sílica (DECHEN e NACHTIGALL, 2006; LIMA et al., 2007; TEIXEIRA et al., 2007; GUIMARÃES et al., 2013).

Os resultados das análises mostram que os solos amostrados da várzea são mais férteis que os da terra firme analisada, por apresentar maiores teores de elementos essenciais as plantas, o fato é explicado devido ocorrer o processo de sedimentação resultante das inundações na formação dos solos de várzea que aumentam a disponibilidade dos elementos (MAGALHÃES e GOMES, 2013).

Apesar da maior fertilidade de solos de várzea, foi observado vestígios do uso de produtos agroquímicos e cortes de madeira para construção de galpões para estocagem das fibras de *U. lobata*, além descarte de latões de tintas usados para pintura e conservação da madeira. A decomposição de agroquímicos e fertilizantes contendo anidrito crômico, ácido crômico, óxido crômico e trióxido de cromo tem sido fontes desse elemento no solo (FONSECA et al., 2020). Verificou-se também canais de descarte de águas residuais das residências próximas ao cultivo de malva estudado. Tais fatos podem explicar as concentrações de metaloides na área de várzea superiores ao VRQs.

Dos elementos: P, K, Ca, Mg e Si, apenas o silício apresentou teor foliar em área de várzea ( $2.134,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) maior que em área de terra firme ( $319,85 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Os teores para solos também foram maiores em área de várzea ( $125.650 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) comparado a de terra firme ( $16.865 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Quanto ao valor de referência de qualidade dos solos (VRQ) analisados comparados com VRQ da literatura, o silício apresentou-se com valores acima dos valores encontrados nas áreas naturais (platô e baixio) ( $2243,9 \text{ mg.kg}^{-1}$  e  $144,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) (Tabela 2) simultaneamente (REBÊLO et al., 2020). O elemento Si ocupa 27,7% da crosta terrestre, sendo o segundo elemento mais abundante, encontrado na forma de óxidos ( $\text{SiO}_2$ ) na natureza, o qual faz parte de rochas, areia e argila. A origem do Si é dependente do grau de intemperismo do solo, assim sua presença é maior em solos jovens, como os solos amazônicos, que sofrem intenso processo de intemperismo (MENEGALE; CASTRO; MANCUSO, 2015; SANTOS et al., 2021).

Foram encontrados teores elevados de alumínio nos solos na área de terra firme ( $1.105 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e na área de várzea ( $5.943 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) devido ao baixo valor de pH dos solos analisados, pH 4,0 e 5,0, respectivamente. Tal fato deve-se porque para solos ácidos ( $\text{pH} < 5,5$ ), a biodisponibilidade do Al é mais alta. Em pH ácido, ocorre a solubilização do Al, levando possível liberação da sua forma fitotóxica,  $\text{Al}^{3+}$ , monomérico dando origem a outras formas mononucleares como  $\text{AlOH}^{2+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})^3$ , e  $\text{Al}(\text{OH})^4$  (PARKER et al., 1989; SILVA, 2012; SCHMITT et al., 2016; SINGH et al., 2017). Apesar da alta concentração do Al nos solos analisados, não houve teor e acúmulo do elemento nas plantas de *U. lobata* nas áreas estudadas.

O teor de vanádio para solos em área de terra firme ( $30,15 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) foi menor do que o de área de várzea ( $59,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Ao comparar esses valores com VRQ de vanádio de área natural, terra firme (platô) ( $72,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e de várzea ( $3,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) (Tabela 2), observa-se que somente o teor no solo de terra firme está abaixo do VRQ. Apesar do vanádio estar presente no solo, este não foi absorvido pelas plantas.

O Manganês apresentou comportamento semelhante ao vanádio, onde o teor para solos em área de terra firme ( $61,44 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) também foi menor do que em área de várzea ( $79,82 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Ressalta-se que ao comparar os valores do Manganês com o VRQ de área natural, terra firme (platô) ( $88,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e de várzea ( $29,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) (Tabela 2), observou-se que somente o de terra firme não está em concentração superiores ao VRQ. Podendo-se inferir que assim, como vanádio o manganês pode limitar o desenvolvimento das plantas. No entanto, no estudo não foi observado sintomas de toxicidade desses elementos nas plantas.

O manganês apresentou teor na raiz em área de várzea de  $42,61 \text{ mg.kg}^{-1}$  e não foi detectado em área de terra firme. Ressalta-se que foi observado maior concentração desse elemento no solo de várzea. No entanto, não foi translocado para as folhas. Em geral, acúmulo de concentrações tóxicas de manganês é favorecida em condições de pH ácido, em virtude do aumento da solubilidade (MALAVOLTA, 2008; DE OLIVEIRA et al., 2020). Por outro lado, esse elemento, faz parte do processo fotossintético, tanto a deficiência, como o excesso desse elemento, irá afetar negativamente o crescimento da planta (KIRKBY e RÖMHELD, 2007).

O teor de cromo para solos em área de terra firme ( $17.380 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) foi menor do que o de área de várzea ( $20.250 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Ao comparar esses valores com VRQ de cromo de área natural, terra firme (platô) ( $109,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e de várzea ( $281,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) (Tabela 2), observa-se que ambos estão em concentração excessiva e superiores aos VRQ. No Brasil, são raras as informações sobre os teores de Cr em rochas e nos solos, tendo a maior parte em forma não disponível e presente em compostos insolúveis de óxidos combinados com Fe e Al ou fortemente ligado às argilas (FAQUIN, 2005; MAGRO et al., 2013; REBÊLO et al., 2020). No entanto, não houve concentração desse elemento nas raízes, e nas folhas a concentração foi pouco significativa, manifestando-se apenas em terra firme ( $0,45 \text{ mg.kg}^{-1}$ ).

O teor de níquel para solos em área de terra firme ( $54,58 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) foi menor do que o de área de várzea ( $2.489,58 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Ao comparar esses valores com VRQ de

níquel de área natural, terra firme (platô) ( $3,5 \text{ mg/kg}^{-1}$ ) e de várzea ( $9,3 \text{ mg/kg}^{-1}$ ) (Tabela 2), observa-se que ambos estão em concentração excessiva e superiores aos VRQs.

A concentração elevada de níquel nos solos de várzea, possivelmente seja em função do baixo pH do solo (5,0). Esse elemento no solo, encontra-se principalmente na forma mineral, que explica sua baixa mobilidade e disponibilidade. Quanto menor for o pH, maior será a disponibilidade desse elemento no solo (MADEIRA et al., 2021). Não foi detectado valores de níquel nas raízes da planta, apenas nas folhas em terra firme ( $0,33 \text{ mg/kg}^{-1}$ ) e em várzea ( $2.184,5 \text{ mg/kg}^{-1}$ ). O teor de Ni foliar na área de estudo ficou acima do valor recomendado para plantas ( $33 \text{ mg/kg}^{-1}$ ) (BALOCH, 2021), o que inviabilizaria o uso da espécie como medicinal.

O teor de cobre para solos em área de terra firme ( $6.132 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) foi maior do que o de área de várzea ( $3.028 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Ao comparar esses valores com VRQ de cobre de área natural, terra firme (platô) ( $3,5 \text{ mg/kg}^{-1}$ ) e de várzea ( $3,1 \text{ mg/kg}^{-1}$ ) (Tabela 2), observa-se que ambos estão em concentração excessiva e superiores aos VRQs. Possivelmente a sua ocorrência na área de terra firme, seja em função das características dos latossolos amarelos, onde ocorre a predominância dos minerais de argila. O Cu é um elemento considerado pouco móvel no solo, e tende a acumular-se no horizonte mais superficial dos solos, possuindo estreita relação com os minerais de argila e matéria orgânica, para que ocorra sua disponibilidade na solução do solo (ALLOWAY, 1995).

O teor de selênio para solos em área de terra firme ( $1.351,07 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) foi maior do que o de área de várzea ( $50,29 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Apresentando-se superior ao valor de prevenção (VP) de ( $5,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) em ambos os ambientes de estudo (Tabela 2). O selênio, é um elemento que na natureza pode ser encontrado nos diferentes reservatórios naturais (ar, água e solo). Na crosta terrestre, este elemento é um dos mais dispersos. Sua abundância é relativamente baixa, com concentração média de  $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$  (KABATA-PENDIAS, 2011). O selênio na sua forma  $\text{SeO}_2$ , está presente nas partículas atmosféricas, lançadas por meio da queima de combustíveis (ALMEIDA et al., 2019). Apesar de apresentar elevada concentração no solo, houve pouca absorção do elemento pelas raízes, em área de terra firme ( $0,88 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), não sendo translocado para as folhas.

Não foi detectada significância do ferro nos solos analisados e folhas. No entanto, foram observadas elevadas concentrações de ferro nas raízes em terra firme ( $6.140 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e em área de várzea ( $4.996 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Esse comportamento pode estar associado ao pH do solo, em que nas duas áreas apresentam-se baixo (4,0 para terra firme e 5,0 para várzea). A maior disponibilidade do ferro situa-se na faixa de pH entre 4,0 e

6,0. A acidez do solo favorece a solubilidade dos elementos traços, tornando-os mais disponíveis para absorção pelas raízes das plantas (REBÊLO et al, 2020). O Ferro é um micronutriente que constitui 5% da crosta terrestre e é resultante da presença dos óxidos livres (HÄNSCH e MENDEL, 2009; DOS SANTOS et al., 2021). Embora o ferro tenha sido encontrado em altas concentrações nas raízes, não foi translocado concentrações significativas para as folhas. Devem ser estudados mecanismos desenvolvidos pela planta de translocar apenas a quantidade de Fe a ser utilizada para seu desenvolvimento, que podem estar relacionados com sua rusticidade.

Não foi detectada significância do Háfênio nos solos e tecidos de indivíduos de terra firme. Em área de várzea, detectou-se no solo ( $2.947,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), na raiz ( $4.103 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e na folha ( $3.587,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Ressalta-se que a disponibilidade para absorção está associada ao pH baixo de (5,0).

Os elementos titânio, zinco, bromo, iodo e ítrio não apresentaram teores com concentração significativa nos solos amostrados. Para raiz apenas o titânio apresentou teor significativos em terra firme e em várzea. Nas folhas os elementos titânio, zinco e bromo apresentaram teores significativos tanto em terra firme como para área de várzea. Já o elemento iodo foi significativo em folha para a área de terra firme e ítrio apenas para a área de várzea. O fato dos elementos não ser significativos nos solos não é limitação para que não sejam encontrados nas folhas, uma vez que pequenas quantidades não significativas dos elementos nos solos, também podem ser absorvidas pela raiz. Ressalta-se ainda o fato de que vários metais pesados podem ser transportados entre os ambientes a partir da atmosfera a longas distâncias (STEIMES, 1980; SOUZA e MORASSUTI, 2018).

A concentração dos metais que num dado momento não estão em teores significativos nos solos como encontrados para titânio, zinco, bromo, iodo e ítrio podem ser alterados com o tempo, devido aos processos naturais e aos provocados pelo homem. A poluição industrial atmosférica, de incineradoras e de automóveis (AL-HIYALY et al., 1988; DA SILVA e ANGEOLLETO, 2017) disponibilizam elementos que podem ser transportados e com o tempo ser acumulado no solo e vegetação por poeira, precipitação a granel ou processos de adsorção a gás (ANDERSEN, et al., 1978; SOUZA e MORASSUTI, 2018). Nas áreas rurais os principais poluentes atmosféricos, são incêndios ocasionados pela queima dos roçados, as incinerações de resíduos caseiros e principalmente a aplicação de produtos agroquímicos, que possui uma grande

concentração de produtos químicos em sua composição, como Br e Zi (SOUZA e MORASSUTI, 2018).

Teores de zinco foram encontrados nas folhas das plantas de *U. lobata* em terra firme (28,83 mg.kg<sup>-1</sup>), embora em concentração menor comparada a área de várzea (61,49 mg.kg<sup>-1</sup>) (Tabela 2). As concentrações de zinco tipicamente encontradas nas plantas variam de 27 a 150 mg.Kg<sup>-1</sup> (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 2001). No geral, as plantas necessitam entre (10 a 50 mg.kg<sup>-1</sup>) de zinco para se desenvolverem adequadamente (LARCHER, 2000; DA SILVA e ANGEOLLETO, 2017). Os valores encontrados para zinco, nas áreas do estudo, estão acima do valor requerido pelas plantas para seu bom desenvolvimento.

Teores de chumbo foram encontrados no solo de terra firme (26,28 mg.kg<sup>-1</sup>) em concentração maior comparada a área de várzea (19,06 mg.kg<sup>-1</sup>) (Tabela 2), no entanto os valores são inferiores ao VP (72 mg.k<sup>-1</sup>) e insuficientes para atingir os tecidos foliares com concentrações significativas. O chumbo é um elemento considerado altamente tóxico para organismos vivos (SOUZA e SILVA, 2020; FONSECA et al., 2020), mas não é apresentado como um problema nas áreas do estudo.

Teores de nióbio foram encontrados apenas no solo de terra firme (20,27 mg.kg<sup>-1</sup>), mas não foram detectados teores significativos nas raízes e folhas. A ocorrência desse elemento no solo, da área de terra firme, pode ser atribuída à sua ocorrência natural, por ser um elemento comum da crosta terrestre. Altas concentrações deste elemento têm sido observadas em tipos de solo cambissolo e latossolo (MELFI et al., 1991; KABATA-PENDIAS, 2011; SANTOS, 2013; VASCONCELLOS et al., 2021).

Para o itérbio, foram encontrados teores no solo (87,45 mg.kg<sup>-1</sup>) raiz (287,55 mg.kg<sup>-1</sup>) e folha (719,25 mg.kg<sup>-1</sup>) de terra firme (Tabela 2). O itérbio é um elemento de terras raras, ocorrendo de forma natural no solo (FERREIRA et al., 2021) e assim como o Y, pouco se sabe sobre seu efeito nas plantas.

A disponibilidade dos elementos químicos encontrados no presente trabalho e absorção por *U. lobata* necessita ser estudada quanto a interação também com microrganismos. Os microrganismos associados a certas espécies vegetais aprimoram a absorção e acúmulo de nutrientes essenciais para as plantas (VEJAN et al., 2016). A camada do solo mais próxima das raízes, é o lugar onde ocorre o maior número de interações entre plantas e microrganismos (BHATTACHARYYA e JHA, 2012; REZENDE et al., 2021). Essa região compõe um habitat ideal para os microrganismos

multifuncionais, pois nela encontram-se uma gama de compostos liberados pelas plantas (exsudatos radiculares), os quais são utilizados no metabolismo e crescimento microbiano (ROUT, 2014; REZENDE et al., 2021).

Ressalta-se também que estudos em ambiente controlado, devem ser realizados com *U. lobata*, para verificar a tolerância à exposição a diferentes elementos traços, combinando com pH, deficiência hídrica e salinidade (REZENDE et al., 2021).

### **Análises dos parâmetros de biomassa vegetal**

Os resultados deste estudo indicam que as concentrações elevadas dos elementos traços nas áreas estudo, interferiram no crescimento das plantas de *U. lobata*. Na área de terra firme a espécie investiu mais em biomassa foliar comparada a biomassa radicular. Na área de várzea a espécie investiu de forma similar em biomassa foliar e radicular. Entretanto a razão raiz/folha foi maior na área de várzea ( $1,09 \text{ g.Kg}^{-1}$ ) comparada a área de terra firme (0,52) mostrando que o ambiente de várzea apresentou condições mais favoráveis ao desenvolvimento das plantas.

As duas áreas possuem elementos traços diferentes e com concentrações diferentes. Ressalta-se que o pH mais ácido torna os elementos traços (metaloides) mais biodisponíveis para as plantas, tal fato pode ter afetado mais a área de terra firme (4,0) por ter o pH mais ácido comparado a área de várzea (5,0). Embora a área de terra firme tenha elementos traços em concentrações menores, o pH foi muito ácido.

Para a área de terra firme, nas condições de pH mais ácido e concentrações elevadas de Al restringiu mais o crescimento radicular. O alumínio compromete o alongamento e divisão das células, prejudicando a absorção de nutrientes, inibindo o crescimento das plantas (BOJÓRQUEZQUINTAL et al., 2017; SINGH et al., 2017). Sendo, a toxicidade por alumínio em solos ácidos uma das principais limitações para a produção de culturas em várias parte do mundo (MA, 2001; POSCHENRIEDER, 2013; NUNES-NESI et al., 2014).

Ressalta-se ainda que as plantas de várzea, foram coletadas em área de cultivo. O plantio era adensado para provocar o estiolamento das plantas para a produção de fibra. Tal fato explica o comportamento da massa seca raiz e parte aérea na área de várzea, em que a planta precisa desenvolver o sistema radicular para buscar nutrientes para o desenvolvimento da planta. Na área de terra firme as plantas eram encontradas isoladas.

A análise de correlação da biomassa seca das plantas com os elementos químicos ajuda a explicar quais deles mais interferiram no crescimento das plantas de *U. lobata*

(Figura 24). As correlações positivas significativas: MSF x F\_I (0,8628), MSF x F\_Yb (0,6847), RMF x F\_I (0,5119), RMF x F\_Yb (0,4963), RMR x F\_Ti (0,5235), RMR x F\_Ni (0,5673), RMR x F\_Y (0,555), RMR x F\_Hf (0,5098), RRF x F\_Ti (0,5138), RRF x F\_Ni (0,6044), RRF x F\_Y (0,5815), RRF x F\_Hf (0,5578), MSF x R\_Yb (0,5941), RMF x R\_Ti (0,5269), RMF x F\_Yb (0,5574), RRF x R\_Mn (0,5431) mostram que quanto maior foi o valor desses metaloides maior foi o valor da característica correlacionada. As correlações negativas significativas: MSF x F\_Y (- 0,6188), MAF x F\_Hf (- 0,6016), RMF x F\_Ti (- 0,5235), RMF x F\_Ni (- 0,5673), RMF x F\_Y (- 0,555), RMF x F\_Hf (- 0,5098), RMR x F\_I (-0,5119), RMR x F\_Yb (-0,4963), RRF x F\_I (- 0,5193), MSF x R\_Mn (-0,5291), MSF x R\_Hf (-0,5265), RMR x R\_Ti (-0,5269), RMR x R\_Yb (-0,5574), mostram que quanto maior foi o valor desses metaloides menor foi o valor da característica correlacionada.

Para entender a interferência negativa no crescimento de *U. lobata*, em que maiores teores do elemento traço resultou em menor desenvolvimento das plantas, estudos adicionais devem ser realizados para compreender a fotossíntese das plantas. O efeito tóxico de elementos traço nas plantas são os mais adversos, além de limitar o crescimento, afeta diretamente no aparato fotossintético e os pigmentos devido a toxicidade do metal na planta (ALI et al., 2015; ADREES et al., 2015; HABIBA et al., 2015; KELLER et al., 2015). A presença desses elementos no solo pode, em casos extremos, afetar a fotossíntese, restringir o crescimento de todas as plantas, exceto as mais tolerantes (WONG, 2003).

Os componentes inorgânicos que apresentaram maior correlação positiva significativa para aumentar massa seca foliar, indicaram um maior vigor quanto ao desenvolvimento das plantas, tanto na capacidade de absorver elementos essenciais à planta, como também de impedir que elementos traços não essenciais reduzam o crescimento (YADA et al., 2020, TOMAZ, 2021).

Ressalta-se ainda que para avaliar o impacto dos elementos traços encontrados no estudo com precisão necessita-se também identificar a sua origem. A maioria dos elementos traços que ocorrem naturalmente no solo, não estão na forma biodisponível para a absorção pelas plantas (ANTONIADIS, 2017) e sua disponibilidade depende do pH e muitas interação com microrganismos. Os elementos traços adicionados ao solo por fontes antropogênicas normalmente apresentam uma alta biodisponibilidade (BOLAN et al., 2014; BOLAN et al., 2013; LAMB et al., 2009).

Para verificar a dispersão dos genótipos, foi realizado a análise de PCA e análises de escalonamento multidimensional e para todos os caracteres, geralmente concordou com os grupos identificados em relação ao tipo de área estudada, terra firme e várzea (Figuras 8, 9, 13, 14, 18, 19, 22 e 23). O agrupamento da dispersão gráfica relacionado ao tipo de área e genótipos foi mais claro para análise de folhas quando comparado a análise de raízes, a qual significa que a folha é um órgão mais discriminador, com maior capacidade discriminar o teor de diferentes elementos químicos e o acúmulo de componentes inorgânicos e pode ser usado para seleção de plantas para fitorremediação.

O teor dos elementos na folha, na raiz, e na análise de massa seca apresentou variabilidade entre as plantas que permitiu diferenças de agrupamento na análise UPGMA (Figuras 7, 12, 17 e 21). Embora não se tenha repetição e só possa ser feito seleção massal, os resultados de agrupamento mostram proximidade de indivíduos de uma mesma área, que indicam a possibilidade de menor variância ambiental interna a cada área, permitindo comparar os indivíduos dentro de cada local, com a média de cada área.

## CONCLUSÃO

- O desenvolvimento de *U. lobata* em solos com altos teores de elementos traço nas duas áreas estudadas, os quais estão acima dos valores de referência de qualidade, confirmam a rusticidade da *U. lobata*.
- Existe variabilidade fenotípica em plantas de *U. lobata* para teores de elementos traços tanto na área de terra firme como na área de várzea para seleção de genótipos superiores para plantio.
- *Urena lobata* por apresentar altos teores de Si, Ti, Cr, Ni, Br, Hf, Y, Yb e I nas folhas apresenta potencial fitorremediador ou bioindicador de elementos traços.

## REFERÊNCIAS

- ABSÁBER, A. N. (2003). Os domínios da natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial.
- ADREES, M.; ALI, S.; RIZWAN, M.; IBRAHIM, M.; ABBAS, F.; FARID, M.; REHMAN, M. Z. IRSHAD, M.K.; BHARWANA, S.A. (2015). The effect of excess copper on growth and physiology of important food crops: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* v.22, p.8148–8162.
- ALI, S.; CHAUDHARY, A.; RIZWAN, M.; ANWAR, H.T.; ADREES, M.; FARID, M.; IRSHAD, M.K. HAYAT, T.; ANJUM, S.A. (2015). Alleviation of chromium toxicity by glycinebetaine is related to elevated antioxidant enzymes and suppressed chromium uptake and oxidative stress in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Environ. Sci. Pollut. Res.* v.22, p.10669–10678.
- Al-HIYALY, S.A.; MCNEILLY, T.; BRADSHAW, A.D. (1988). The effect of zinc concentration from electricity pylon evolution in replicated situation. *New Phytol.* v.110, p.571-580.
- ALLOWAY, B. J. (1990). Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional. New York: John Wiley & Sons.
- ALLOWAY, B.J. (1995). Heavy metals in soils. Glasgow: Black and Sons, 390 p.
- ANDERSEN, A.; HOVMAND, M.F.; JOHNSEN, I. (1978). Atmospheric heavy metal deposition in the Copenhagen area. *Environ Pollut.* p.113-132.
- ANTONIADIS, V.; LEVIZOU, E.; SHAHEEN, S.M.; OK, Y.S.; SEBASTIAN, A.; BAUM, C., PRASAD, M.N.V.; WENZEL, W.W.; RINKLEBE, J. (2017). Trace elements in the soil-plant interface: phytoavailability, translocation, and phytoremediation – a review. *Earth-Sci. Rev.* v.171, p.621–645.
- AYOADE, J. O. (2006). Introdução à climatologia para os trópicos. Rio de Janeiro: Bertrand.
- BALOGH, S. (2021). Essential and Non-Essential Elements in Medicinal Plants-A Review. *Biomedical Journal of Scientific & Technical Research*, 33(4), 26098-26100.
- BOJÓRQUEZ-QUINTAL, E.; ESCALANTE-MAGAÑA, C.; ECHEVARRÍA-BORG, L. (2017). Evaluation of buffers toxicity in tobacco cells: homopiperazine-1, 4-bis (2-ethanesulfonic acid) is a suitable buffer for plant cells studies at low pH. *Plant Physiology and Biochemistry*, v.115, p.119–125.
- BHATTACHARYYA, P. N.; JHA, D. K. (2012). Plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR): emergence in agriculture. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, v.28, n.4, p.1327-1350.

BOLAN, N.S; CHOPPALA, G.; KUNHIKRISHNAN, A.; PARK, J.H.; NAIDU, R. (2013). Microbial transformation of trace elements in soils in relation to bioavailability and remediation, *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* v.225, p.1–56.

BOLAN, Nanthi et al. (2014). Remediation of heavy metal (loid) s contaminated soils—to mobilize or to immobilize? *Journal of hazardous materials*, v. 266, p. 141-166. BOYLE, R.; *Experiments upon Colors*, vol. 2, London, 1663 apud Bishop, E., ed.; Indicators; Pergamon Press: Oxford, v.1972, p. 2.

CAMPÓ, W. J. C.; CUSTODIO, M.; ORIHUELA, C. E. V.; FERNÁNDEZ, R. P. P. (2020). Potencial de fitoabsorção de metais por *Hydrocotyle ranunculoides* para a mitigação de poluição de água nas áreas úmidas altas andinas do Peru. *Revista Ambiente & Água*, v.15, p.5.

CARMO, M. L.; PROCOPIO, S. D. O.; PIRES, F. R.; CARGNELUTTI FILHO, A.; BARROSO, A. L. L.; SILVA, G. P.; PACHECO, L. P. (2008). Seleção de plantas para fitorremediação de solos contaminados com picloram. *Planta Daninha*, v.26, p.301-313.

CARVALHO, R. M. (2001). *Uma Introdução à Geografia do Amazonas*. Boa vista: Ed. Gráfica Real.

CHATTERJEE, D.; HALDER, D.; MAJUMDER, S.; BISWAS, A.; NATH, B.; BHATTACHARYA, P. (2010). Assessment of arsenic exposure from ground water and rice in Bengal Delta Region, West Bengal, India. *Water Res.*, v.44, p.5803-5812.

CAMPOS, M.L.; ANDREOLA, A.; BUENO, D.K.; DANIEL, E.S.; LOPES, H.S.S.; BORGES, K.S.C.; SOUZA, L.C. (2018). Riscos à saúde humana decorrentes da contaminação ambiental por arsênio, cádmio, chumbo e mercúrio. In: HESS, S.C. (Org.). *Ensaio sobre a poluição e doenças no Brasil*. 1º ed. São Paulo, SP. p. 263-280.

CRUZ, C. D. (2013). Genes - a software package for analysis in experimental statistics and quantitative genetics. *Acta Scientiarum*, v. 35, n. 3, p. 271-276.

DA LUZ, F. J.; DOS SANTOS, E. S.; DE ASSIS, O.F. (2015). Avaliação de atributos químicos do solo em ambientes de terra firme e várzea no município de Santana, Amapá. *Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)*, v.5, n.4, p.27-33.

DA SILVA L. D.; ANGEOLETTO, F. (2017). Poluição atmosférica em cidades médias: uma proposta de avaliação para Rondonópolis-MT. *Revista Espaço Acadêmico*, v.17, n.198, p.122-130.

DA SILVA FERREIRA, M., FONTES, M. P. F., BELLATO, C. R., NETO, J. D. O. M., LIMA, H. N., & FENDORF, S. (2021). Geochemical signatures and natural background values of rare earth elements in soils of Brazilian Amazon. *Environmental Pollution*, v. 277, p. 116743.

DE OLIVEIRA SILVA, M., VELOSO, C. L., DO NASCIMENTO, D. L., DE OLIVEIRA, J., DE FREITAS PEREIRA, D., & DA SILVA COSTA, K. D. (2020). Indicadores químicos e físicos de qualidade do solo. *Brazilian Journal of Development*, v.6, n.7, p.47838-47855.

DE MELO, F. M.; DE MENDONÇA, L. P. C.(2019). Avaliação da disponibilidade de fósforo em solo argiloso com diferentes teores de matéria orgânica. *Humanidades e Tecnologia (FINOM)*, v.18, n.1, p. 52-67.

DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G (2006). Ribeiro. Elementos requeridos à nutrição de plantas. In: Novais, R. F., Alvarez V., V. H., Barros, N. F., Fontes, R. L. F., Cantarutti, R. B. & Neves, J. C. L. *Fertilidade do Solo*, cap. 3, p. 91-133.

DOS SANTOS, D. R.; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. (2008). Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 38, n. 2, p. 576-586.

DOS SANTOS, L. C., DA SILVA, G. A. M., DE OLIVEIRA ABRANCHES, M., ROCHA, J. L. A., DE ARAÚJO SILVA, S. T., RIBEIRO, M. D. S., ... & DE SOUSA, F. Q. (2021). O papel do silício nas plantas. *Research, Society and Development*, v.10, n.7, e3810716247-e3810716247.

D'ANTONA, R. DE J. G.; REIS, N. J.; ARAÚJO, I. DE B.; Maia, M. A. M.; Rosa, S. F.; Nava, D. B. (2006). Projeto Materiais de Construção da Área Manacapuru - Iranduba - Manaus- Careiro: Domínio Baixo Solimões. Informe de Recursos Minerais, Rochas e Minerais Industriais. CPRM - Serviço Geológico do Brasil.

DICKSON, A.; LEAF, A.; HOSNER, J. F. (1960). Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. *Forestry chronicle*, v. 36, p. 10-13.

EMBRAPA-EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). (2006). Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI.3306 p.

EMBRAPA- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. (2017). Manual de métodos de análises de solo. 3 ed; Brasília, DF.

FAQUIN, V. (2005). *Nutrição Mineral de Plantas*, 1a ed, UFL: Lavras.

FIELD, A. (2013). *Discovering statistics using IBM SPSS statistics*. 4. Ed. London: SAGE.

FONSECA, J. G. P.; OLIVEIRA, M. A. L.; PASSOS, L. P.; MITTELMANN, A.; VAZ, F. A. S., FREITAS, J. C. E., SILVA, J. C. J. (2020). Respostas Fisiológicas e Absorção de Metais em Folhas de Azevém Anual (Gramínea) Cultivado com Lodo de Esgoto e Suas Relações com Ácidos Orgânicos.

GUIMARÃES, S.T.; LIMA, H.N.; TEIXEIRA, W.G.; JUNIOR, A.F.N.; SILVA, F.W.R.; MACEDO, R.S.; DE SOUZA, K.W. (2013). Caracterização e Classificação de Gleissolos

da Várzea do Rio Solimões (Manacapuru e Iranduba), Amazonas, Brasil. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 37, n. 2, p. 317-326.

HABIBA, U.; ALI, S.; FARID, M.; SHAKOOR, M.B.; RIZWAN, M.; IBRAHIM, M.; ABBASI, G.H. HAYAT, T.; ALI, B. (2015). EDTA enhanced plant growth, antioxidante defence system and phytoextraction of copper by *Brassica napus* L. Environ. Sci. Pollut. Res. v. 22, p.1534-1544.

HÄNSCH, R.; MENDEL, R. R. (2009) Physiological functions of mineral micronutrientes (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). Current Opinion in Plant Biology. v.12, p. 259-266.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - 2010. Disponível em: <http://www.ibge.hpg.gov.br>. Acessado em 03 de Mai, 2021.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – (2018). Disponível em: <http://www.ibge.hpg.gov.br>. Acessado em 03 de Mai, 2021.

INMET- (2020). Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br>. Acessado em: 14 de set.de 2020.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. (2001). Trace elements in soils and plants. 3. ed. Boca Raton: CRC Press. 413p.

KIRKBY, E. A.; RÖMHELD, V. (2007). Encarte do informações Agronômicas nº 118.Disponivel em: <http://www.ipni.net/publication/ia-brasil.nsf>. Acessado em: 22 de ago. de 2021.

KLOCKENKÄMPER, R.; VON, B.A. (2014). In Total-Reflection X-Ray Fluorescence Analysis and Related Methods, Second Edition (Ed: M. F. Vitha), John Wiley & Sons, Inc, Hoboken, New Jersey. <https://doi.org/10.1002/9781118985953>.

KABATA-PENDIAS, A. (2011). Trace elements in soils and plants. Boca Raton: CRC Press.

KELLER, C.; RIZWAN, M.; DAVIDIAN, J.C.; POKROVSKY, O.S.; BOVET, N.; CHAURAND, P.; MEU- NIER, J.D. (2015). Effect of Silicon on wheat seedlings (*Triticum turgidum* L.) grown in hydroponics under Cu stress Planta. v. 241, p. 847-860.

KOCHIAN, L.; HOEKENGA, O.A.; PIÑEROS, M.A. (2004). How do crop plants tolerate acid soils? Mechanisms of aluminum tolerance and phosphorous efficiency. Annual Rev Plant Biology, v. 55, p. 459-493.

KRUSKAL, W. H.; WALLIS, W. A. (1952). Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. Journal of the American Statistical Association, v. 47, n. 260, p. 583–621.

KIRKBY, E. A.; RÖMHELD, V. (2007). Encarte do informações Agronômicas nº 118.Disponivel em: <http://www.ipni.net/publication/ia-brasil.nsf>. Acessado em: 22 de ago. de 2021.

KLOCKENKÄMPER, R.; VON, B.A. (2014). In Total-Reflection X-Ray Fluorescence Analysis and Related Methods, Second Edition (Ed: M. F. Vitha), John Wiley & Sons, Inc, Hoboken, New Jersey. <https://doi.org/10.1002/9781118985953>.

LAMB, D.T.; MING, H.; MEGHARAJ M.; NAIDU, R. (2009). Heavy metal (Cu, Zn Cd and Pb) partitioning and bioaccessibility in uncontaminated and long-term contaminated soils, J. Hazard. Mater. v.171, p.1150-1158.

LARA-ALMAZÁN, N.; ZARAZÚA-ORTEGA, G.; ÁVILA-PÉREZ, P.; CARREÑO-DE LEÓN, C.; BARRERA-DÍAZ, C. E. (2021). Multielemental analysis by total reflection X-ray fluorescence spectrometry and phytochelatins determination in aquatic plants. X-Ray Spectrometry.

LARCHER, W. (2000). *Ecofisiologia vegetal*. São Carlos: Rima Artes e Textos.

LEVENE, H. (1960). In Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling, I. Olkin et al. eds., Stanford University Press, pp. 278-292.

LIMA, H.N.; TEIXEIRA, W.G.; SOUZA, K.W. (2007). Os solos da paisagem da várzea com ênfase no trecho entre Coari e Manaus. In: FRAXE, T.J.P.; PEREIRA, H.S. & WITKOSKI, A.C., Orgs. Comunidades ribeirinhas amazônicas: Modos de vida e uso dos recursos naturais. Manaus, Universidade Federal do Amazonas. p. 35-52.

MA, J. F. (2000). ROLE OF ORGANIC ACIDS IN DETOXIFICATION OF ALUMINUM IN HIGHER PLANTS. PLANT AND CELL PHYSIOLOGY, v.41, n.4, p. 383-390.

MADEIRA, M. M., MIQUELLUTI, D. J., DA SILVA, A. S., CAMPOS, M. L., & DE SOUZA, L. C. (2021). Teores naturais de níquel em solos de três regiões do Estado de Santa Catarina. Revista em Agronegócio e Meio Ambiente, v.14, n.2, p. 493-503.

MCBRIDE, M.B. (1994). *Environmental chemistry of soils*. Nova York: Oxford University Press. 406 p.

MAGALHÃES, R. C.; GOMES, R. C. M. (2013). Mineralogia e química de solo de várzea e suas susceptibilidades no processo de terras caídas na comunidade do Divino Espírito Santo-AM. Soc. Nat, v. 25, n. 3, p. 609-621 <https://doi.org/10.1590/S1982-45132013000300013>.

MAGRO, C. D.; DEON, M. C.; THOMÉ, A.; PICCIN, J. S.; COLLA, L. M. (2013). Biossorção passiva de Cromo (VI) através da microalga *Spirulina platensis*. Química Nova, v. 36, p.1139.

MALAVOLTA, E. (2008). O futuro da nutrição de plantas tendo em vista aspectos agronômicos, econômicos e ambientais. Piracicaba - SP: IPNI.

MANN, H. B.; WHITNEY, D. R. (1947). On a Test of Whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. The Annals of Mathematical Statistics, v.18, n. 1, p. 50-60.

MAKSIMOVIC, Ivana et al. (2014). Effect of yttrium on photosynthesis and water relations in young maize plants. *Journal of Rare Earths*, v. 32, n. 4, p. 372-378.

MENEGALE, M. D. C.; CASTRO, G. S. A.; MANCUSO, M. A. C. (2015). Silício: interação com o sistema solo-planta. Embrapa Amapá-Artigo em periódico indexado (ALICE).

MELFI, A.J.; SOUBIÈS, F.; TOLEDO-GROKE, M.C. (1991) Comportamento do nióbio nas alterações das rochas do complexo alcalino-carbonatítico de Tapira, Minas Gerais, in: SBGq, Congresso Brasileiro de Geoquímica. Anais I, São Paulo (SP).

MMA- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, DOS RECURSOS HÍDRICOS E DA AMAZÔNIA LEGAL. (1999). Plano de Manejo da Estação Ecológica de Anavilhanas. Brasília: MMA/IBAMA.

MIRANDA, H.M.S.; DURAN, L.M.G.; BUSINARO, J.M.M.; MARTINS, D.C. (2017). Efeitos de adubação mineral e orgânica na acidez do solo. *Anais Fórum de iniciação científica da FUNEC- Ciencias Biológicas*. v.8, p.8.

NAGAYOTI, P.C.; LEE, K.D.; SREEKANTH, T.V.M. (2010): Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, v.8, p. 199-216.

NUNES-NESI, A., BRITO, D. S., INOSTROZA-BLANCHETEAU, C., FERNIE, A. R., & ARAÚJO, W. L. (2014). The complex role of mitochondrial metabolism in plant aluminum resistance. *Trends in Plant Science*, v.19, n.6, p. 399-407.

OLIVEIRA, C.; AMARAL, S. N.M.B.; MARQUES, V.S.; MAZUR, N. (2005). ‘Efeitos da aplicação do lodo de esgoto enriquecido com cádmio e zinco na cultura do arroz’. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.29, p.109-116.

ORDÓÑEZ, M. S.; PEREZ, E. H. (2020). Determinación de cobre unido a la fracción de ácidos fúlvicos de un suelo andisol del cauca mediante voltamperometría. *Suelos ecuatoriales*, v.50, n.12, p. 26-30.

OVEČKA, M.; TAKÁČ, T. (2014). Managing heavy metal toxicity stress in plants: biological and biotechnological tools. *Biotechnology Advances*, v.32, n.1, p.73-86.

PARKER, M.B.; GASCHO, G.J.; GAINES, T.P. (1983). Chloride toxicity of soybean grown on Atlantic coast flatwoods soils. *Agronomy Journal*, v.75, p.439-443.

PINTO, L. A. D. S. R., BEUTLER, S. J., ASSUNÇÃO, S. A., ROSSI, C. Q., GUARESCHI, R. F., ZANDONÁ, S. R., ... & PEREIRA, M. G. (2020). Extração e quantificação das frações de fósforo orgânico no solo. *Brazilian Journal of Development*, v.6, n.6, p.34260-34278.

POSCHENRIEDER, C.; CABOT, C.; MARTOS, S.; GALLEGU, B.; BARCELO, J. (2013). Do toxic ions induce hormesis in plants. *Plant Science*, v. 212, p. 15-25. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2013.07.012>.

PROJETO RADAM BRASIL. (1976). Levantamento de Recursos Naturais. V. 18. Folha AS-20 Manaus. Ministério do Meio Ambiente/Departamento Natural Proteção Mineral. Rio de Janeiro: Graphos Editora.

REBÊLO, A. G. D. M.; MONTEIRO, M. T. F.; FERREIRA, S. J. F.; RÍOS-VILLAMIZAR, E. A.; QUESADA, C. A. N.; DUVOISIN JUNIOR, S. (2020). Valores de referência da concentração de metais pesados em solos na Amazonia Central. Química Nova, v. 43, n. 5, p. 534-539.

REZENDE, C. C., SILVA, M. A., DE MELLO FRASCA, L. L., FARIA, D. R., DE FILIPPI, M. C. C., LANNA, A. C., NASCENTE, A. S. (2021). Microrganismos multifuncionais: utilização na agricultura. Research, Society and Development, v.10, p. 2.

RICHARDSON, D. H. S.; SHORE, M.; HARTREE, R.; RICHARDSON, R. M. (1995). The use of X-ray fluorescence spectrometry for the analysis of plants, especially lichens, employed in biological monitoring. Science of the total environment, v.176, n.13, p. 97-105.

RODRIGUEZ, J. H.; PIGNATA, M.L.; FANGMEIER, A.; KLUMPP, A. (2010). Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons and trace elements in the bioindicator plants *Tillandsia capillaris* and *Lolium multiflorum* exposed at PM10 monitoring stations in Stuttgart (Germany). Chemosphere, v.80, n.3, p.208-215.

ROUT, M. E. (2014). The Plant Microbiome. Advances in Botanical Research. Academic Press, v.69, p. 279 -309.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; OLIVEIRA, J. B.; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. (Ed.). (2006) Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 306p.

SANTOS, W.H. (2013). Estudo sobre o uso do penta cloreto de nióbio em reações multicomponentes para a síntese de derivados de 4-aril-3,4- di-hidroumarinas. (Dissertação). Bauru, SP. Universidade Estadual Paulista.

SANTOS, S.; DALBEM, A.; SOUZA, K. A. (2021). Determinação do potencial hidrogeniônico e sua relação a diferentes texturas de solo. Revista Científica Eletrônica De Ciências aplicadas da Falt. n.1.

SCHMITT, M.; WATANABE, T.; JANSEN, S. (2016). The effects of aluminium on plant growth in a temperate and deciduous aluminium accumulating species. AoB Plants doi: <http://dx.doi.org/10.1093/aobpla/plw065>.

SILVA, S.; PINTO, G.; DIAS, M.C.; CORREIA, C.M.; MOUTINHO-PEREIRA, J.; PINTO-CARNIDE, O.; SANTOS, C. (2012). Aluminium long-term stress differently affects photosynthesis in rye genotypes. Plant Physiol Biochem, v. 54, p. 105-112. doi:10.1016/j.plaphy.2012.02.004.

SINGH, S.; TRIPATHI, D.K.; SINGHA, S.; SHARMAC, S.; DUBEY, N.K.; CHAUHAN, D.K.; VACULÍK, M. (2017). Toxicity of aluminium on various levels

of plant cells and organism: A review. *Environmental and Experimental Botany*, v.137, p.177-19.

SILVA, M. L. D. S.; Vitt, G. C.; Trevizam, A. R. (2015). Toxicidade por metais pesados em plantas de arroz e soja cultivados em solo contaminado. *Ceres*, v. 61, p.2.

SOUZA, A. K. R.; MORASSUTI, C. Y. (2018). Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. *Acta Biomedica Brasiliensia*, v. 9, n. 3, 95-106.

SOUZA, C. S. G.; SILVA, A. A. E. (2020). Obtenção de resultados quantitativos para concentração de chumbo em solo com equipamento XRF portátil. *Geociências*.

SHAPIRO, S.S.; WILK, M.B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete sample). *Biometrika*, v. 52, n. 3, p. 591-611.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. (2016). Factors affecting phytoextraction: a review. *Pedosphere*, v. 26, n. 2, p. 148-166.

STEIMES, E. (1980). Atmospheric deposition of heavy metals in Norway studied by the analysis of moss samples using neutron activation analysis and atomic absorption spectroscopy. *J. Radio-anal Chem.* v. 58, p. 387-391.

SZOBOSZLAI, N. Z; POLGÁRI, V. G.; MIHUCZ, G.; ZÁRAY, A. C. (2009). *Acta*. v.633, p.1. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2008.11.009>.

TOMAZ, J.S. (2021). Diversidade fenotípica e predição da distribuição natural de *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr para uso e conservação in situ. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Agronomia Tropical. UFAM. Manaus, AM.

TEIXEIRA, W.G.; CRUZ, M.E.G.; LIMA, H.N.; CORREIA, M.R.D. & SOARES, C.B. (2007). Mapa de Solos do Município de Iranduba (Escala 1: 200.000). In: Mapas Pedológicos de Municípios do Médio Solimões: Área de Estudo do Piatam Embrapa, UFAM, SIPAM. Manaus, EDUA.

VASCONCELLOS, T. J. D., MOREIRA, N. D. S., SANTOS, R. S. D., ANJOS, M. J. D.; CALLADO, C. H. (2021). Chemical elements analysis of the soil at an urbanization gradient in the Atlantic forest. *Revista Árvore*, p.45.

VEJAN, P.; ABDULLAH, R.; KHADIRAN, T.; ISMAIL, S.; BOYCE, A. N. (2016). Role of Plant Growth Promoting Rhizobacteria in Agricultural Sustainability-A Review. *Molecules*, v. 21, n. 5, p. 673-693.

WOBRAUSCHEK, P. (2007). Total reflection x-ray fluorescence analysis - a review. *X-Ray Spectrometry: An International Journal*, v. 36, n. 5, p. 289-300.

WONG, M.H. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, v. 50, n. 6, p. 775-780.

## CAPÍTULO II

### **Predição da distribuição natural e conservação de *Urena lobata* L. no Brasil**

**RESUMO** – *Urena lobata* L., da família Malvaceae, é uma espécie arbustiva, de ciclo perene e originária da Ásia. Possui uma ampla distribuição em regiões tropicais e subtropicais úmidas de todo o mundo. No Brasil, é conhecida popularmente como malva e abrange os domínios Fitogeográficos: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa, Pantanal. A espécie tem importância social, econômica e cultural nos Estados do Amazonas e Pará, onde existem plantios comerciais para extração de fibra. O objetivo do estudo foi apresentar a distribuição geográfica da espécie no período presente e prever áreas favoráveis para sua ocorrência em cenários futuros, diante das mudanças climáticas globais. O estudo de predição foi realizado em função de 19 variáveis bioclimáticas do banco de dados do WordClim. Para averiguar a predição da distribuição geográfica da espécie, foram utilizados três modelos de algoritmos: Envelope Score, Niche Mosaic e Environmental Distance. As projeções futuras foram avaliadas em dois cenários, RCP (Representative Concentration Pathways), o RCP 4.5 medianamente pessimista, e RCP8.5, mais pessimista, em dois intervalos de tempo (2020-2050 e 2051-2070). O algoritmo Envelope Score foi o que melhor representou a distribuição da espécie, com a área sob a curva, com o valor discriminatório ideal, máximo (1,00). O modelo permitiu verificar a ocorrência potencial de *U. lobata* no período atual, e futuro nos seis biomas brasileiros, Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa. Os resultados mostram a vulnerabilidade da espécie, com a perda de área favorável ao seu desenvolvimento, em ambos os cenários. Para o cenário menos pessimista a redução de área favorável será pouco significativa, com aumento de área da espécie no bioma Pampa para o período de 2070. No cenário mais pessimista, a redução será mais expressiva, havendo uma tendência de estabelecimento de populações de *U. lobata* em regiões de maior altitude, concentrando-se mais nas regiões Sudeste e Sul do país. Os resultados evidenciam a necessidade de conservação de populações de plantas das regiões mais sensíveis à perda de ocorrência da espécie, para garantir a manutenção da variabilidade genética.

**PALAVRAS-CHAVE:** Malva; mudanças climáticas; vulnerabilidade de espécies.

## **Prediction of the natural distribution and conservation of *Urena lobata* L. in Brazil**

**ABSTRACT** – *Urena lobata*, from the Malvaceae family, is a shrubby species, with a perennial cycle originating in Asia. It has a wide distribution in humid tropical and subtropical regions around the world. In Brazil, it is popularly known as malva and covers the Phytogeographic domains: Amazon, Caatinga, Cerrado, Atlantic Forest, Pampa and Pantanal. The species has social, economic and cultural importance for the States of Amazonas and Pará, where commercial plantations are utilized for fiber extraction. The aim of the study was to present the geographic distribution of the species in the present period and predict favorable areas for its occurrence in future scenarios, given global climate change. This research was carried out as part of a function of 19 bioclimatic variables from the WordClim database. To verify the prediction of the geographic distribution of the species, three algorithmic models were used: Envelope Score, Niche Mosaic and Environmental Distance. Future projections were evaluated based on two scenarios, RCP (Representative Concentration Pathways), the averagely pessimistic RCP 4.5, and the more pessimistic RCP8.5, in two time intervals (2020-2050 and 2051-2070). The Envelope Score algorithm best represented the species distribution, with the area under the curve, having the ideal discriminatory value maximum (1.00). The model allowed us to verify the potential occurrence of *U. lobata* in the current and for the future period in the six Brazilian biomes (Amazon, Cerrado, Caatinga, Atlantic Forest, Pantanal and Pampa). The results showed the vulnerability of the species, with the loss of an area favorable to its development in both scenarios. For the less pessimistic scenario, the reduction in the favorable area would be of little significance, showing an increase in the area of the species for the Pampa biome during the projected period of 2070. In the most pessimistic scenario, the reduction will be more expressive, with a tendency for the establishment of *U. lobata* populations in higher altitude regions and concentrating more in the Southeastern and Southern regions of the country. The results indicate the need for conservation of plant populations in regions that are more sensitive to the loss of occurrence of the species, to ensure the maintenance of genetic variability.

**KEYWORDS:** Malva; climate changes; species vulnerability.

## INTRODUÇÃO

Conhecida popularmente como malva, entre outros nomes comuns, *Urena lobata* é uma espécie arbustiva de ciclo perene, pertencente à família Malvaceae (AUSTIN, 1999). A espécie apresenta distribuição em regiões tropicais e subtropicais úmidas de todo o mundo, incluindo Ásia, África tropical, Austrália, América do Norte, Central e do Sul, Índias Ocidentais e ilhas do Pacífico (PIER, 2012; USDA-ARS, 2012). Devido sua ampla ocorrência é conhecida por vários nomes comuns, como “congo-jute”, “urena” ou “aramina” “bachita”, “cadillo”, “carrapicho-do-mato”, “guaxima”, “malva-roxa”, entre outros. (MOREIRA e BRAGANÇA, 2011; BABU et al., 2016; SINGH; SINGH, 2016; LUO et al., 2019).

No período de 1920-1930, *U. lobata* foi intencionalmente introduzida como cultura de fibra no Congo Belga, na África Central e na América do Sul (GROOF, 1940). A fibra extraída da espécie é utilizada na fabricação de tapetes e cordas e tem relevância econômica principalmente em regiões menos desenvolvidas (AUSTIN, 1999; FRANCIS, 2000; ONG, 2001).

No Brasil, está distribuída por todo território nacional, principalmente em áreas abertas (BOVINI, 2015; BFG, 2015). Considerada espécie invasora, pode ser encontrada em áreas abandonadas, em pastagens e em áreas agricultáveis, causando prejuízos econômicos aos agricultores, devido à rusticidade e facilidade de adaptação. A introdução como cultura agrícola está bastante relacionada à cultura da juta (*Corchorus capsularis* L.) (LIBONATI, 1958). A introdução da espécie na região Norte do Brasil ocorreu entre 1924 e 1935, pelos brasileiros de descendência asiática (japoneses) presentes na região, em um ciclo econômico, político e social, nos estados do Amazonas e do Pará, que buscava cultivos alternativos para suceder o ciclo da borracha, que se encontrava em declínio neste período (PINTO, 2010).

O cultivo de *U.lobata* para obtenção de fibra tornou-se relevante no Amazonas, em áreas de várzea alta, a partir de 1971 (MEDEIROS e FRAXE, 2008; BRITO et al., 2018; GOMES et al., 2019). A boa adaptação aos solos de várzea da região contribuiu para torná-la a espécie fibrosa mais cultivada no Estado, constituindo uma importante fonte de renda para muitas famílias ribeirinhas (MACIEL et al., 2019). O Amazonas é o maior produtor de fibra de malva do Brasil (IDAM, 2020).

A fibra dessa espécie apresenta as características muito semelhante às fibras extraídas da juta (*Corchorus capsularis*), porém, são menos sedosas e brilhantes, mas

com maior resistência, o que garante um grande potencial de mercado (CASTRO et al., 2018). As fibras são bastante utilizadas na confecção de tecidos de aniagem, produzidos pelas indústrias locais, e ainda para a fabricação de sacarias para embalagem visando o transporte e armazenamento de outros produtos agrícolas, como o café, a castanha do Brasil e a batata. A vantagem desta sacaria é que não retém umidade e é muito útil para exportar principalmente grãos de café.

Devido à grande importância econômica, social e cultural que *U. lobata* representa para o Amazonas é importante conhecer sua distribuição atual e o que poderá ocorrer no futuro com sua zona de distribuição, em uma das regiões que mais sofrerão com as mudanças climáticas, buscando promover sua conservação pelo uso.

A modelagem de nicho ecológico (MNE) é uma metodologia de análise que tem sido utilizada, para analisar de para adaptação e conservação de espécies vegetais (LOYOLA et al., 2013), entender padrões biogeográficos (TÔRRES et al., 2012; WERNECK et al., 2012) e estudos filogeográficos (COLLEVATTI et al., 2013), bem como prever os impactos das mudanças climáticas globais na distribuição geográfica de espécies nativas (DINIZ-FILHO et al., 2012) e de espécies cultivadas (NABOUT et al., 2012).

Os modelos de nicho (MNE) são baseados, principalmente, nas condições ambientais e são gerados a partir de um conjunto de regras que vão desde soluções matemáticas mais simples (Distância Euclidiana, BIOCLIM), passando por ajustes estatísticos (Modelos Lineares Generalizados - GLM, Modelos Aditivos Generalizados - GAM) até algoritmos derivados de inteligência artificial e busca (Maxent, GARP, Redes Neurais). Basicamente, o que estes algoritmos calculam é a similaridade ambiental entre os locais de ocorrência conhecidos para a espécie, isto é, com base na similaridade de condições ambientais, extrapola a provável presença para outras regiões onde não se sabe se há ocorrência, mas sabe-se que há condições ambientais para este fim. Assim, os locais de maior similaridade são considerados como áreas de elevado potencial de ocorrência (PAGLIA et al., 2012), podendo haver ou não a presença de fato da espécie, dependendo de outros fatores.

Nos últimos anos, os modelos de nicho têm sido usados por diversos autores em estudos para prever a abundância, a variabilidade genética, a distribuição espacial e a extinção de espécies (VAZ e NABOUT, 2016; MATOS et al., 2017; WREGE et al., 2017; SILVA et al., 2018), provando ser uma ferramenta muito eficaz em várias áreas da ciência (VAZ et al., 2015).

O objetivo do estudo foi demonstrar a distribuição geográfica de *U. lobata* no período presente e prever áreas favoráveis para sua ocorrência nos cenários futuros, diante das mudanças climáticas e, com base nas informações geradas, inferir sobre as áreas que permanecerão com o clima propício, consideradas áreas de refúgio e conservação *in situ*, e avaliar as áreas que passarão a ter um clima desfavorável a sua ocorrência.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Banco de dados**

O conjunto de pontos de ocorrência de malva (*U. lobata*) foi obtido da base de dados do Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA), a partir do *SpeciesLink* (INCT, 2020; CRIA, 1999), e do Sistema Global de Informação sobre a Biodiversidade (GBIF) (GBIF, 1999). O *SpeciesLink*, é um sistema de informação que integra dados primários de coleções científicas. Os dados foram consistentes e passaram por uma análise para verificar a existência de elementos discrepantes, duplicados, erros, coordenadas invertidas (latitude com longitude), etc.

Como a modelagem da predição de ocorrência foi feita apenas para a América do Sul, foram retiradas as coordenadas com registro de presença da espécie em outros continentes, permanecendo 333 registros de ocorrência. Este procedimento foi feito utilizando sistemas de informações geográficas (SIG), no software ArcMap (ESRI, 2011).

### **Determinação das variáveis bioclimáticas**

As camadas das variáveis bioclimáticas do período presente e dos cenários futuros foram geradas com dados obtidos do Worldclim (FICK e HIJMANS, 2017), dados que contêm resolução espacial 30", o que corresponde a 1 km<sup>2</sup> na linha do equador.

Os mapas foram elaborados usando-se regressão linear múltipla, utilizando a latitude, a longitude e o modelo numérico do terreno (representando a altitude), como variáveis preditoras. Os mapas gerados para o Brasil foram feitos na escala 1: 250.000. O modelo numérico do terreno (MNT) utilizado foi o GTOPO30, elaborado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS, 1999). Foram utilizadas 19 variáveis bioclimáticas, incluindo temperaturas mínimas e máximas e precipitação pluvial (KUMAR e STOHLGREN, 2009).

## **Cenários climáticos**

Seguindo a tendência do Quinto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (AR5/IPCC), foram estudados os cenários climáticos futuros RCP 4.5, medianamente pessimista e RCP 8.5, considerado o mais pessimista quanto às emissões de gases de efeito estufa (GEEs) na atmosfera pela ação antrópica. RCP 4.5 refere-se à força de radiação estabilizada em  $4,5 \text{ W} / \text{m}^2$  em 2100. O cenário leva em consideração a mudança no uso da terra, gases de efeito estufa de longo prazo e emissões de materiais de curto prazo que são compatíveis com a estrutura econômica global e segue o objetivo de alcançar coerção de radiação ao menor custo. RCP 8.5 é um patamar elevado para cada forçamento radiativo e equivalente a  $8,5 \text{ Wm}^2$  em 2100 e continua a aumentar durante algum tempo após esta data. Compreende o cenário de maior emissão de gases de efeito estufa na atmosfera pelo homem, considera que a população mundial continuará a crescer nos níveis atuais, que será lento o aumento da eficiência de uso de energia e a inovação tecnológica será pequena, fatores que levarão à alta demanda por energia em longo prazo, causando altas emissões de gases de efeito estufa na atmosfera. Considera ainda uma atuação fraca dos formuladores e dos executores de políticas públicas em relação às mudanças climáticas (WANG et al., 2012; IPCC, 2014; LI et al., 2020).

## **Modelagem de distribuição potencial da espécie (MDP)**

A predição de distribuição geográfica foi realizada pelos algoritmos Envelope Score, Niche Mosaic e Environmental Distance. Dos algoritmos testados, o Envelope Score foi o que melhor representou a distribuição da espécie. Foi usada a área abaixo da curva (AUC) ou curva ROC (Área sob a Curva do Operador Receptor), para avaliar o desempenho do modelo. O valor máximo de AUC é, teoricamente, 1,0 e indica discriminação perfeita, enquanto os valores inferiores a 0,5 denotam baixo desempenho da modelagem.

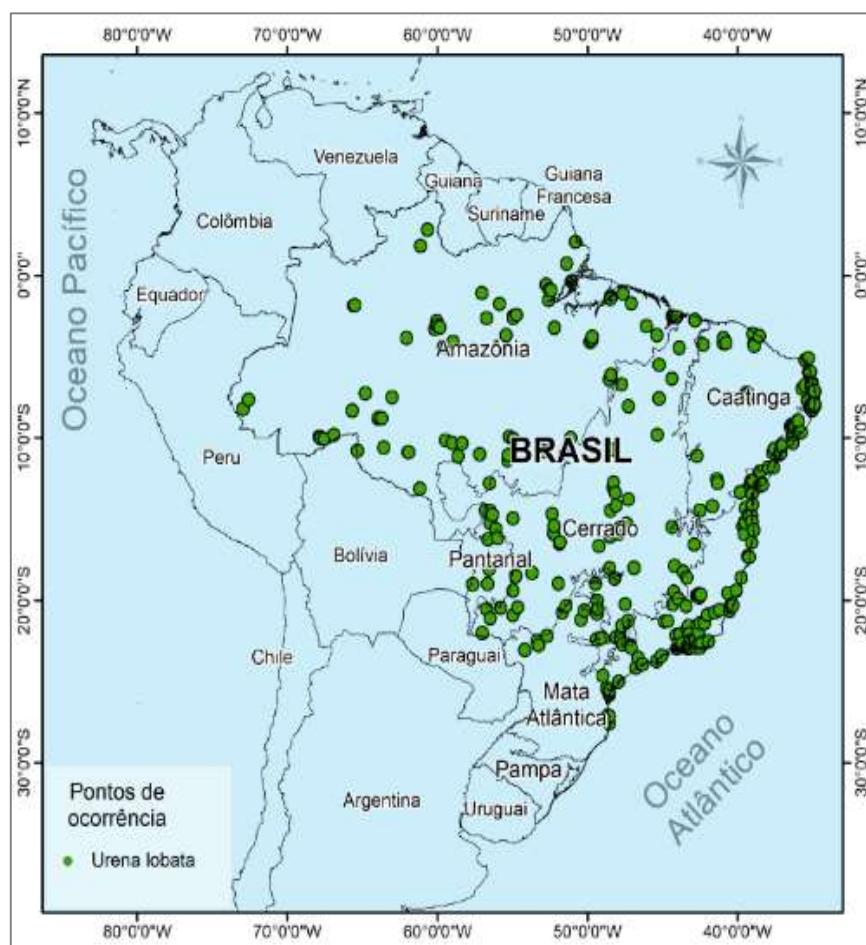
A modelagem da predição futura de ocorrência da espécie deu-se com o uso do software Open Modeller (MUÑOZ et al., 2011). O programa trabalha com dados de distribuição geográfica de espécies (latitude e longitude) e com camadas ambientais (clima, solos e relevo), compondo um sistema matemático de previsão de distribuição geográfica de espécies (MATOS et al., 2017).

Os mapas criados no Open Modeller em formato de texto ASCII (American Standard Code for Information Interchange), contendo os valores binários, foram

importados para o ArcMap 10.1 (ESRI, 2011) e transformados para o formato 'raster'. Foram posteriormente criadas classes de categoria, com gradiente variando de '0' a '1', onde '0' (zero) correspondeu às zonas sem possibilidade de ocorrência e a '1' (um), às zonas com possibilidade máxima de ocorrência.

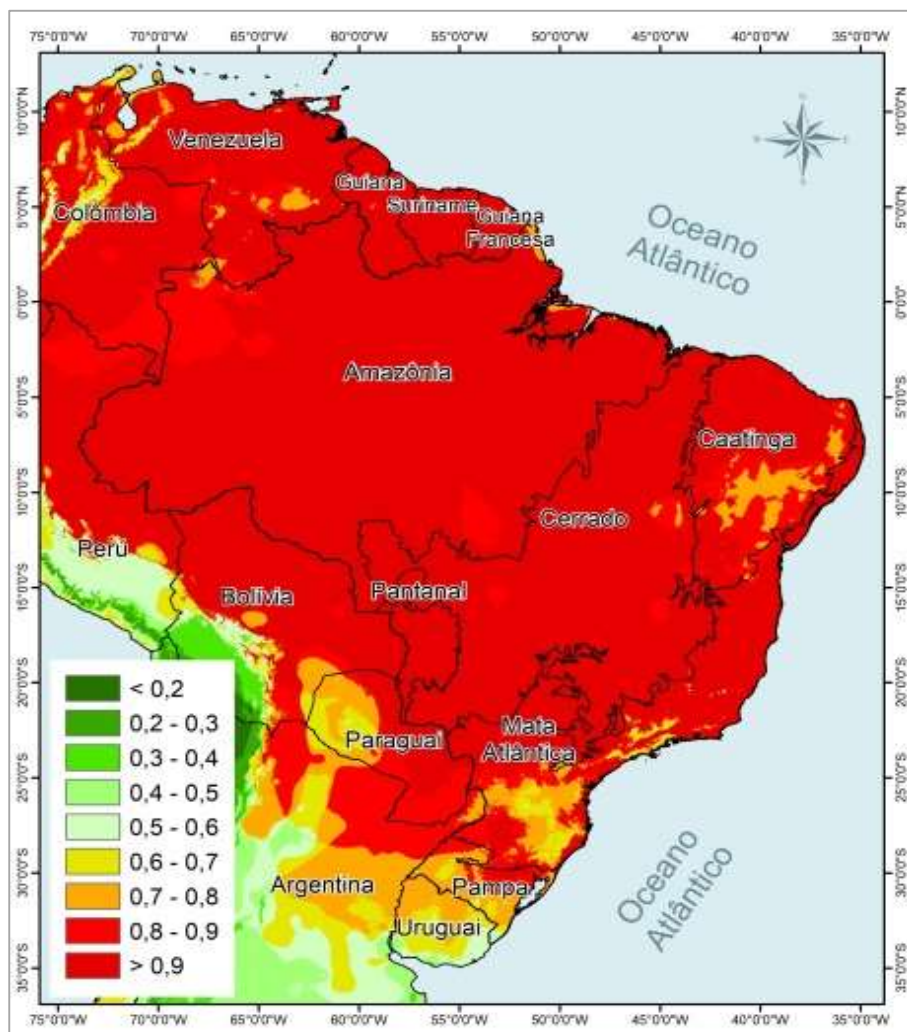
## RESULTADOS

A partir do banco de dados de coleções biológicas do CRIA e do GBIF foi possível construir mapas do período atual e dos cenários climáticos futuros, e fazer a predição da distribuição de *U. lobata* de acordo com Quinto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (AR5/IPCC). Entre os 333 pontos de presença da espécie identificados na América Sul, 282 foram encontrados em território brasileiro, abrangendo o domínio de cinco biomas, Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica e Pantanal (Figura 25). Entre os modelos avaliados, o algoritmo Envelope Score foi o que melhor representou a distribuição potencial da espécie.



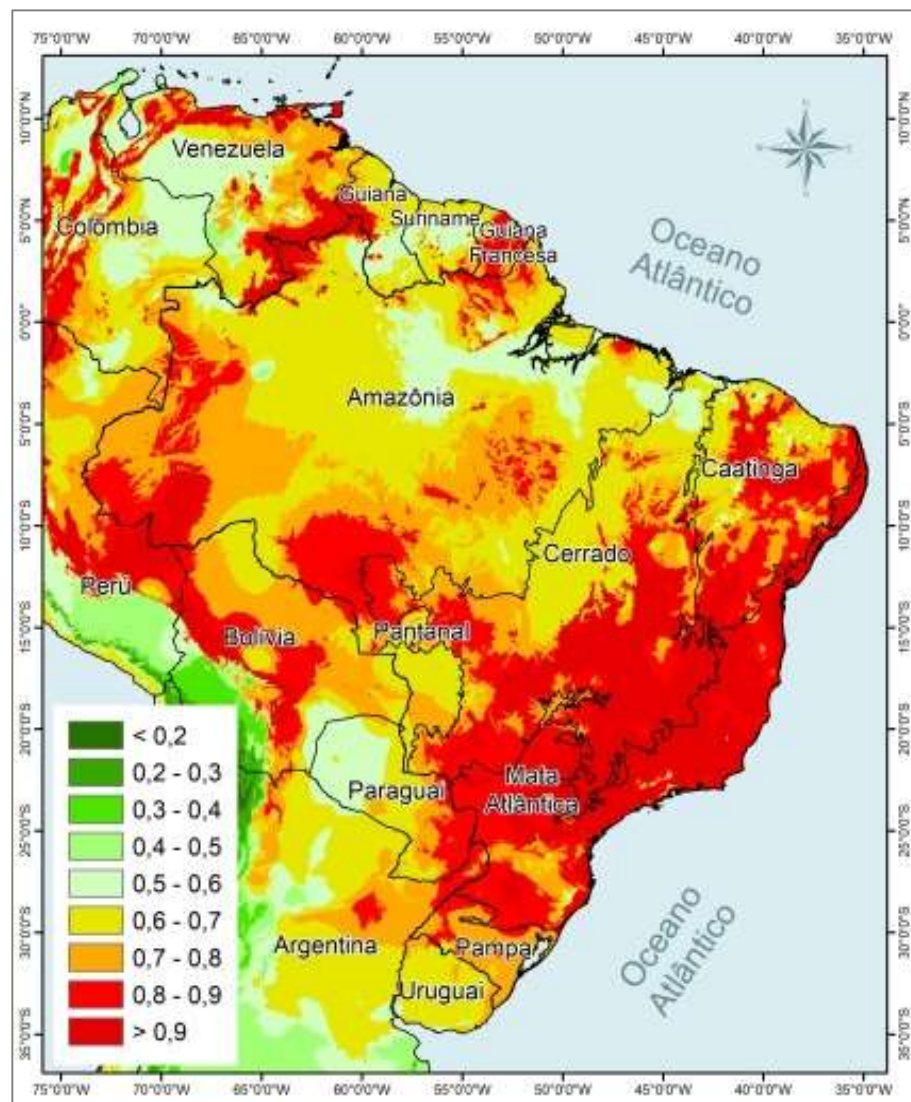
**Figura 25.** Mapa de ocorrência de *Urena lobata* nos biomas brasileiros. Modelo Envelope Score.

O mapa gerado para as condições ambientais do presente evidenciou alta adequabilidade climática da espécie (Figura 26). A distribuição da espécie se dá em praticamente toda América do Sul (Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana, Guiana Francesa, Paraguai, Peru, Suriname e Venezuela), em particular no Brasil, nos biomas Amazônia, Cerrados e Pantanal, com pequenas áreas descontínuas nos biomas Caatinga, Mata atlântica e Pampa.

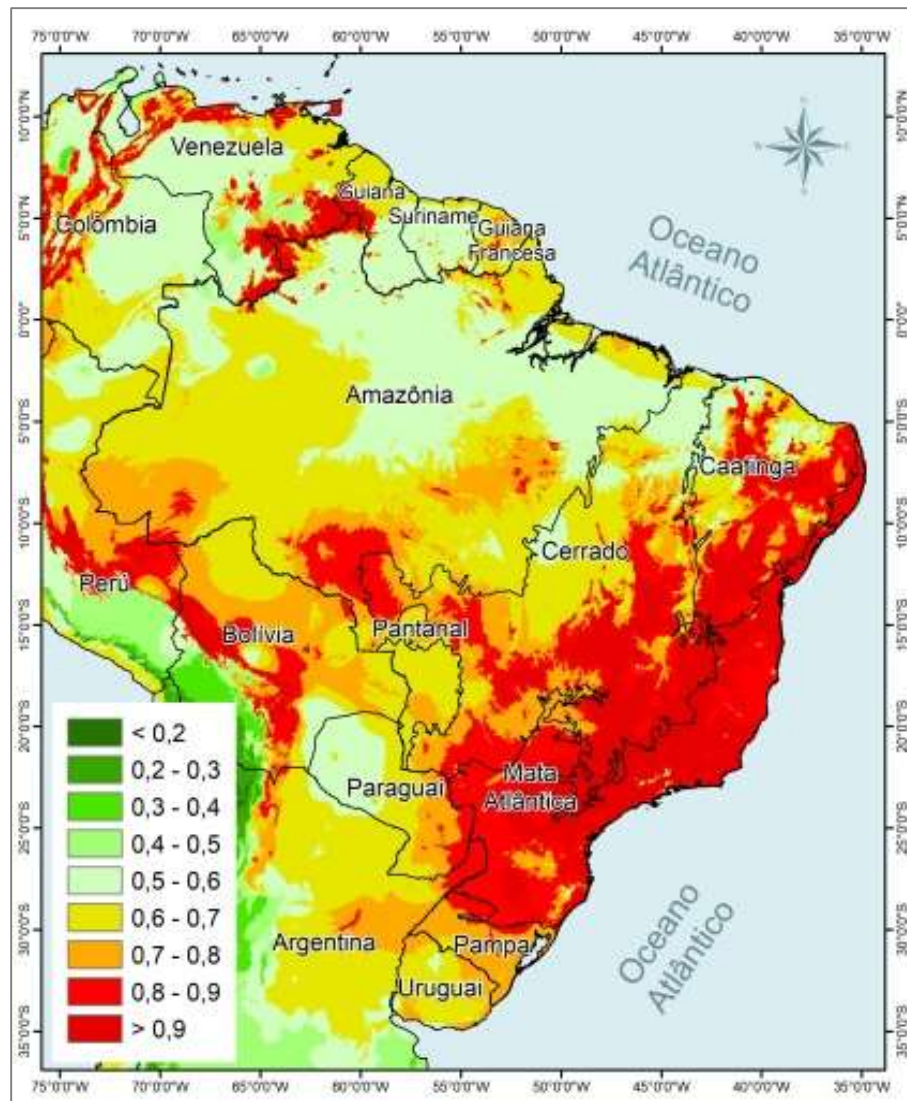


**Figura 26.** Distribuição de *Urena lobata*, no Brasil, para o período atual. Modelo Envelope Score.

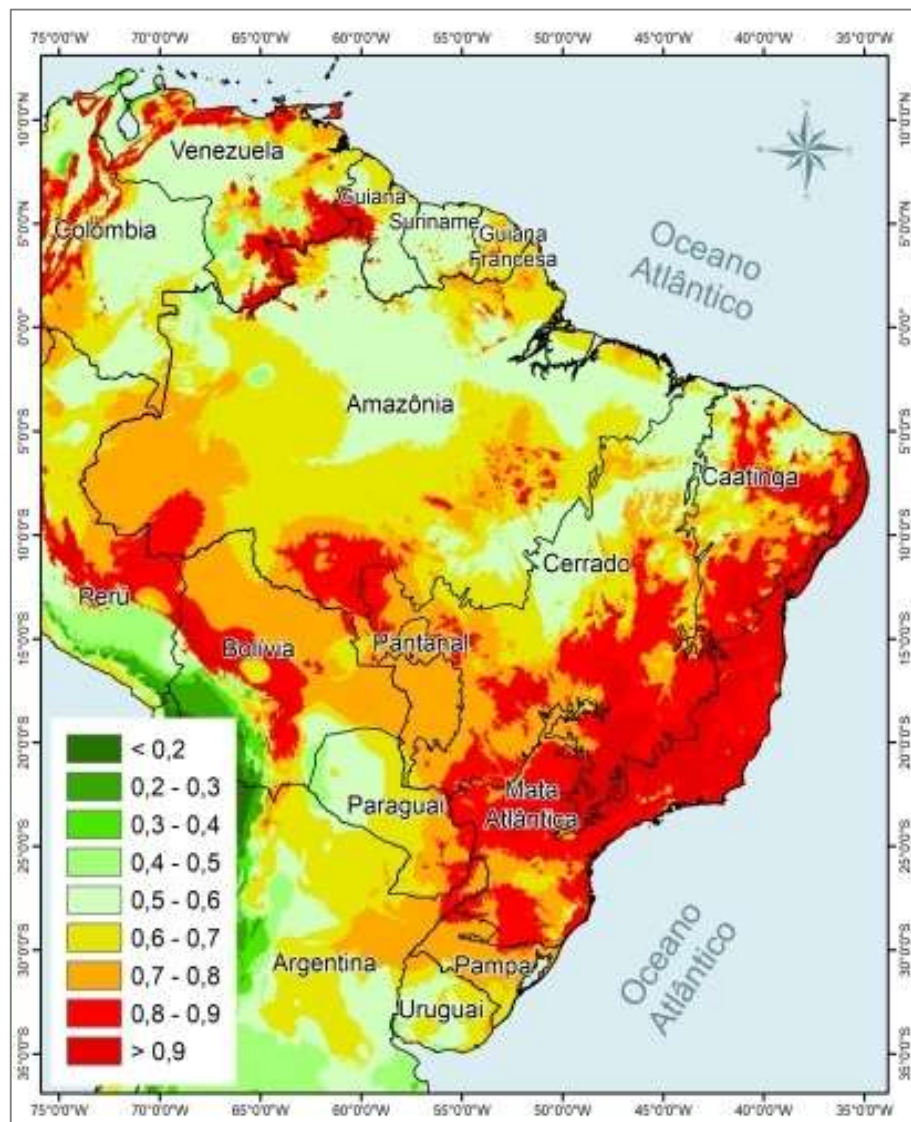
Para os cenários futuros, as observações evidenciam redução das áreas tanto para o cenário RCP 4.5 (Figuras 27 e 28), quanto para o cenário RCP 8.5 (Figuras 29 e 30).



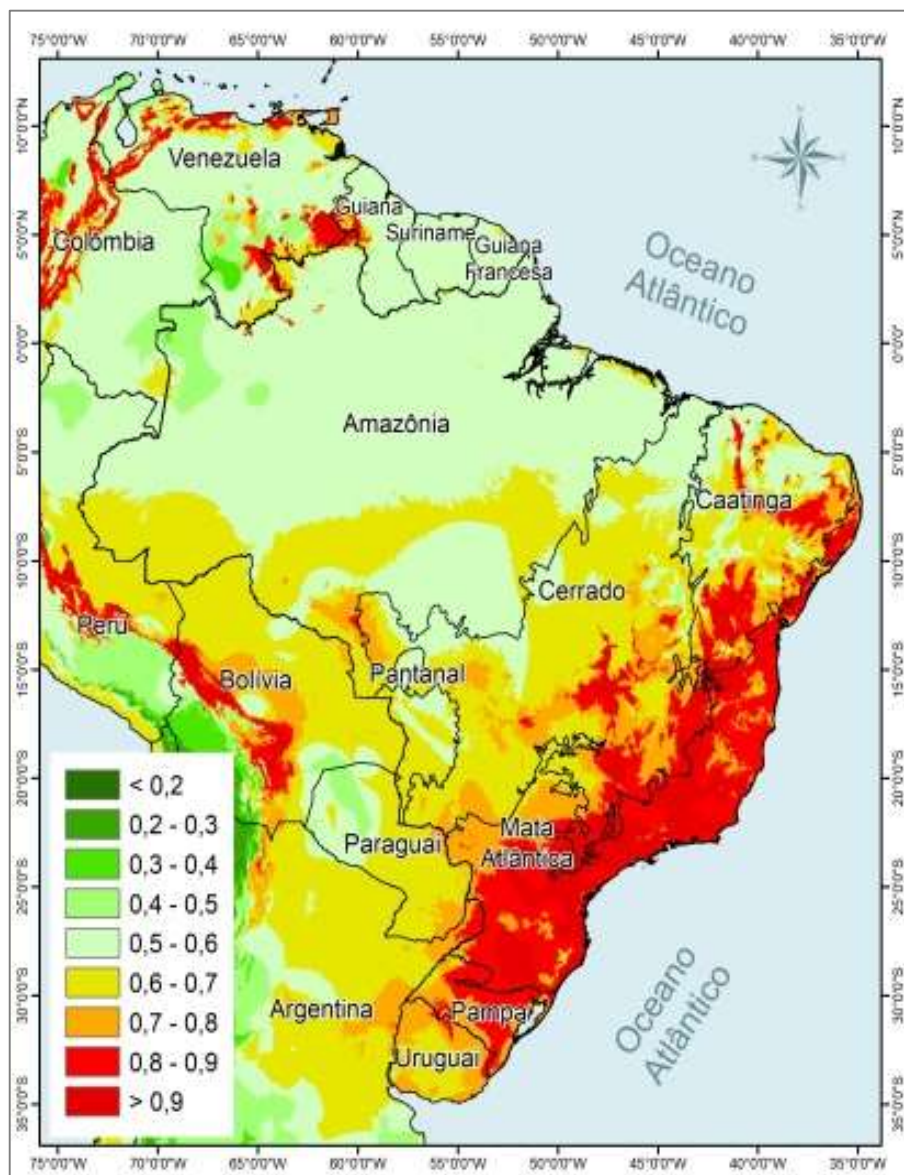
**Figura 27.** Distribuição e potencial de adequabilidade de *Urena lobata*, no Brasil, para o cenário RCP 4.5, período 2050. Modelo Envelope Score.



**Figura 28.** Distribuição e potencial de adequabilidade de *Urena lobata*, no Brasil, para o cenário RCP 4.5, período 2070. Modelo Envelope Score.



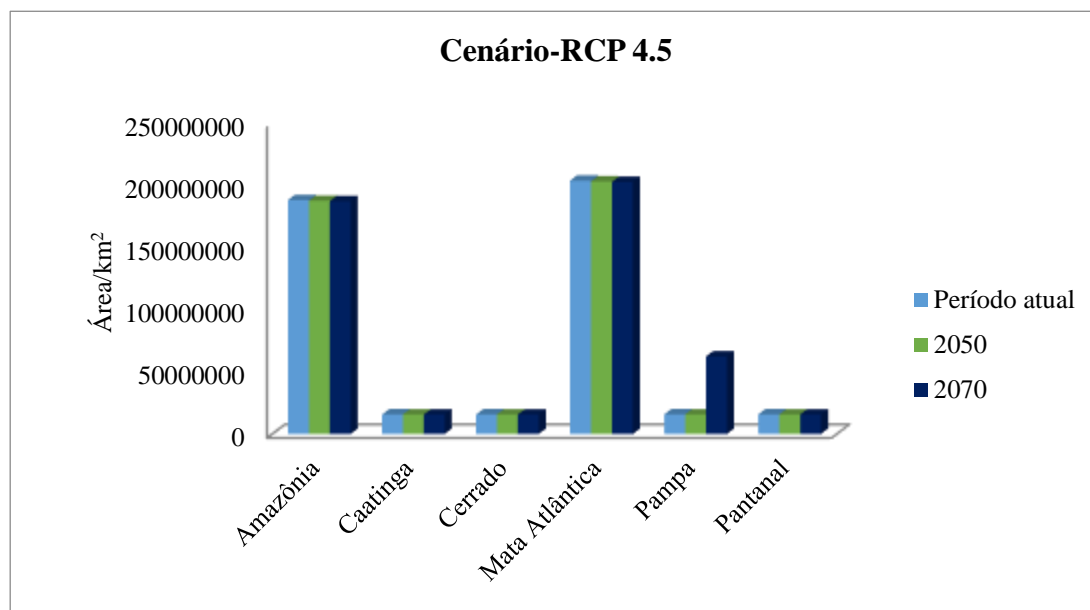
**Figura 29.** Distribuição e potencial de adequabilidade de *Urena lobata*, no Brasil, para o cenário RCP 8.5, período 2050. Modelo Envelope Score.



**Figura 30.** Distribuição e potencial de adequabilidade de *Urena lobata*, no Brasil, para o cenário RCP 8.5, período de 2070. Modelo Envelope Score.

O período atual apresentou 454.766.795,1 km<sup>2</sup> de área classificada com alta adequação de ocorrência da espécie, em todo território brasileiro (Figura 31 e Tabela 5). Analisando o cenário RCP 4.5 (cenário menos pessimista), é possível observar uma redução de 0,34%, para todos os biomas respectivamente no primeiro período (2050) (Tabela 5). Portanto, podemos afirmar que haverá uma redução pouco expressiva de área de adequabilidade da espécie para esse período. Quanto ao segundo período (2070), a redução ocorrida foi de 0,52% para os biomas Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica e Pantanal, com ocorrência de aumento de área de alta adequabilidade de

297,9% nos Pampas sulinos, possibilitando um acréscimo de 10,14% de área apta à ocorrência da espécie em relação ao período atual.



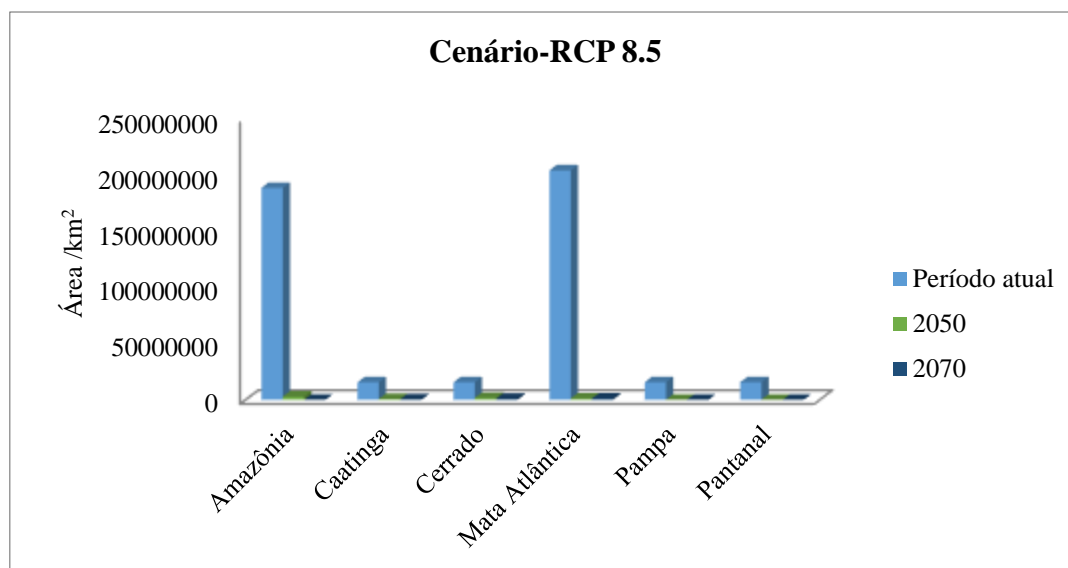
**Figura 31.** Área de distribuição (Km²) de *Urena lobata* por bioma, no Brasil, nos períodos 2050 e 2070, no cenário RCP 4.5 (modelo Envelope Score). **Fonte:** GOMES (2020).

**Tabela 5.** Área de distribuição (Km²) de *Urena lobata* em 2020, na projeção do cenário RCP 4.5 para os períodos 2050 e 2070 e percentuais de alteração de área.

Biomas	2020	RCP 4.5 - 2050		RCP 4.5 - 2070	
		Km²	%	Km²	%
Amazônia	188185303,40	187549389,80	0,34	187203879,50	0,52
Caatinga	15681200,00	15628200,00	0,34	15599400,00	0,52
Cerrado	15681214,86	15628214,86	0,34	15599414,86	0,52
Mata Atlântica	203856591,50	203167591,50	0,34	202793191,50	0,52
Pampa	15681285,31	15628285,31	0,34	62397600,00	297,91
Brasil	439085595,10	437601681,5	0,34	483593485,90	10,14

RCP = *Representative concentration patchways*; cenário RCP 4.5: medianamente pessimista. **Fonte:** GOMES (2020).

Para o cenário RCP 8.5 (mais pessimista), foi observada uma expressiva redução das áreas de adequabilidade da espécie, em relação ao período atual (Figura 32 e Tabela 6). Os percentuais de redução, no Brasil, foram de 98,52% para o período de 2050 e 99,35% para o período de 2070, sugerindo a fragilidade das áreas de adequabilidade da espécie diante das mudanças climáticas neste cenário. No entanto, a Mata Atlântica e o Pampa, mostraram-se com áreas inalteradas de um período para outro, permanecendo com adequabilidade climática, caracterizando-se como áreas estáveis.



**Figura 32** Área de distribuição (km<sup>2</sup>) de *U.lobata* por bioma, no Brasil, nos períodos 2050 e 2070, no cenário RCP 8.5 (modelo Envelope Score). **Fonte:** GOMES (2020).

**Tabela 6.** Área de distribuição (Km<sup>2</sup>) de *Urena lobata* em 2020, na projeção do cenário RCP 8.5 para os períodos 2050 e 2070 e percentuais de alteração de área.

Biomassas	2020	RCP 8.5 2050		RCP 8.5 2070	
		Km <sup>2</sup>	%	Km <sup>2</sup>	%
Amazônia	188185303,40	2864737,84	98,48	125586,91	99,93
Caatinga	15681200,00	737387,22	95,30	453898,49	97,11
Cerrado	15681214,86	1687496,16	89,24	1049693,59	93,31
Mata Atlântica	203856591,50	1142759,10	99,44	1135673,46	99,44
Pampa	15681285,31	165911,83	98,94	167931,87	98,93
Pantanal	15681200,00	151233,00	99,04	18733,59	99,88
Brasil	454766795,07	6749525,14	98,52	2951517,91	99,35

RCP = *Representative Concentration Pathways*; cenário RCP 8.5: pessimista. **Fonte:** GOMES (2020).

## DISCUSSÃO

Os resultados apresentaram uma ampla distribuição da *Urena lobata* pelo Brasil. De fato, estudos florísticos apontam sua ampla distribuição de norte a sul do país (BOVINI, 2015; BFG, 2015). Portanto, a predição da distribuição feita usando o modelo Envelope Score encontra-se coerente com os padrões de distribuição descritos na literatura. Para os cenários futuros, verificou-se uma redução na área de distribuição da espécie, tanto para o cenário menos pessimista (RCP 4.5), quanto para o cenário mais pessimista (RCP 8.5) para 2050 e 2070.

De acordo com o Quinto Relatório de Avaliação do IPCC, a adaptação das espécies às mudanças climáticas será muito diferente, umas conseguirão se adaptar, outras terão o risco de extinção aumentado. No caso de *U. lobata*, a tendência é de se concentrar nas zonas de maior latitude e altitude, como nas regiões Sudeste e Sul do Brasil, onde as temperaturas, embora aumentem com as mudanças climáticas, ainda estarão dentro dos limites para o desenvolvimento da espécie. No caso da região Sul, os volumes pluviométricos são mais bem distribuídos no ano, o que favorece à ocorrência de algumas espécies, dada a maior uniformidade do regime pluviométrico (SIQUEIRA et al., 2019).

Embora a espécie venha a ter condições favoráveis de clima para se expandir para o bioma Pampa, é importante considerar que as condições de solos podem não ser as melhores. Neste bioma existem muitas áreas com solos rasos e até mesmo afloramentos de rochas e, na zona costeira, solos hidromórficos presentes em algumas áreas frequentemente alagadas.

*Urena lobata* é considerada uma planta ruderal (BOVINI, 2015), podendo ser encontrada crescendo em uma grande variedade de tipos de solos e habitats (FLEPPC 2011; PIER, 2012). Outro fator que pode colaborar para o aumento da população da espécie nessa região está relacionado à sua estratégia de dispersão. Apenas uma planta da espécie é capaz de produzir 600 sementes e os frutos cobertos por tricomas, no formato de pequenos ganchos, ajudam na dispersão por grudarem nas crinas e caudas dos cavalos, pelos de ovelhas, roupas e outros objetos semelhantes que entram em contato com a planta (AWAN et al., 2014).

No cenário RCP 4.5 a redução de área é pouco expressiva, evidenciando que não haverá grandes alterações na adequabilidade da espécie de área em relação às mudanças climáticas, tendo inclusive ampliada sua ocorrência nos domínios do Bioma Pampa em 2070. Porém, para um cenário mais pessimista (RCP 8.5), as projeções apontam mudanças das áreas favoráveis ao desenvolvimento da espécie incluindo ampliação na região sul do Brasil. As alterações na distribuição e deslocamento das espécies para um espaço climático mais favorável é um dos efeitos esperados decorrentes das mudanças climáticas (ALEIXO et al., 2010; LEMES e LOYOLA, 2014; MATOS et al., 2017). As alterações na distribuição de espécies vegetais projetadas em cenários futuros são citadas em literatura por diversos autores (SIMON et al., 2013; MATOS et al., 2017; SILVA et al., 2018; CASTRO et al., 2019; CINTRA et al., 2020), com possibilidades de diminuição ou até extinção em sítios de ocorrência natural (GUITÉRREZ e TREJO, 2014).

*Urena lobata* ainda terá condições de se desenvolver em boa parte do Brasil em 2070 no RCP 4.5, mas no RCP 8.5 haverá expressiva redução das áreas favoráveis, em todos os biomas brasileiros. A redução de área favorável da espécie, na Amazônia, requer preocupação da população e dos agentes públicos, no que tange aos aspectos ambientais e econômicos, uma vez que há o risco de declínio de produção de fibra e sementes no Amazonas e do Pará que são os maiores produtores brasileiros atualmente (IDAM, 2020). Estima-se que direta e indiretamente a cadeia produtiva de malva envolva cerca de 20 mil empregos (SIFTAM, 2019).

A Amazônia é um dos biomas de maior vulnerabilidade, logo após o Semiárido, às ameaças do clima, com sério risco de sofrer uma “savanização” (PBMC, 2014), segundo apontam alguns estudos. A possibilidade de ocorrer períodos de intensa seca na região da Amazônia, como a de 2005, pode aumentar o percentual médio de ocorrência atual, 5% (uma forte estiagem a cada 20 anos), para 50% em 2030 e até 90% em 2100 (COX et al., 2008), o que pode representar um alongamento da estação seca, afetando a hidrologia e os ecossistemas da região (MARENGO, 2014).

Do ponto de vista econômico, o cultivo da espécie no tocante à produção de fibras será desafiador, uma vez, que a espécie é cultivada em solos de várzea da região, necessitando do ciclo das águas, de forma que os produtores fazem uso das águas dos rios no momento da colheita para o processo de maceração e lavagem das fibras retiradas das plantas. Além do ciclo de maturação de malva ser dependente do regime das águas, (enchente, cheia, vazante e seca), é notável o potencial econômico e adaptativo da *U. lobata* às áreas de várzea da região (SOUSA et al., 2012).

A escassez de água e aumento da temperatura poderão contribuir para a mudança da zona preferencial de *U. lobata* para áreas de clima mais ameno, como as áreas de maior altitude nas regiões Sul e Sudeste do país. Para avaliar o balanço hídrico de Thornthwaite no Brasil, a partir das projeções do IPCC-AR5, observou a possibilidade de aumento de climas úmidos na região sul do país em ambos os cenários RCP 4.5 e 8.5 (MARCOS - JUNIOR et al., 2018). Estas alterações podem significar também aumento da oferta hídrica nessas regiões.

*Urena lobata* é uma espécie altamente adaptável a diferentes ambientes, podendo crescer desde o nível do mar até em altitudes de 1.500 m, em áreas que recebem cerca de 1.400 a 3.000 mm de precipitação acumulada no ano (FRANCIS, 2000). Do ponto de vista ambiental, essas regiões de clima mais ameno, poderão funcionar como

refúgios climáticos em um cenário de aquecimento global para *U. lobata*, assim como alternativa para o manejo da espécie.

A literatura reporta outras espécies como *Handroanthus impetiginosus*, que também se mostrou sensível às alterações climáticas, contribuindo com sua migração para regiões de clima mais ameno, como o sul do país (MATOS et al., 2017). Da mesma forma, valores de estimativa de adequabilidade foram encontrados para espécie *Ilexparaguariensis* em áreas de maior altitude como a região Sul e Sudeste do Brasil (SILVA et al., 2018).

A análise realizada neste trabalho, fornece evidências da necessidade de estudos de melhoramento e conservação para a espécie, diante dos riscos das mudanças climáticas em cenários futuros na distribuição potencial de *U. lobata*. A indução de mutação artificial poderá ser um processo gerador de variabilidade genética para encontrar fonte de genes para tolerância a altas temperaturas, visando garantir a adaptabilidade da espécie às condições climáticas relacionada ao cenário mais pessimista. Populações de vários locais devem ser coletadas para o estudo da diversidade genética com marcadores moleculares para caracterização e obtenção de germoplasma. A conservação *in situ* da espécie deve ser direcionada para áreas de maior adaptação.

Os resultados da modelagem também poderão ser utilizados para estabelecer locais apropriados para o cultivo e desenvolvimento da espécie, permitindo melhor aproveitamento e utilização de seus produtos, uma vez que a *U. lobata* é de interesse comercial. A adoção de medidas de conservação seja *in situ* ou *ex situ* são necessárias para evitar a perda de variabilidade genética. A Universidade Federal do Amazonas (Amazonas, Brasil) é uma instituição bastante atuante em pesquisas voltadas para *U. lobata*, onde mantém uma coleção de germoplasma (sementes), coletadas de populações naturais nos municípios produtores de fibra da região. Sete acessos já foram caracterizados e descritores foram desenvolvidos para a espécie (GOMES et al., 2019). No entanto, ainda são poucos os estudos voltados para a questão genética da cultura.

## CONCLUSÕES

O modelo de nicho ecológico Envelope Score realizou uma predição consistente de ocorrência da espécie, apresentando sua ampla distribuição por todo território brasileiro no período presente.

Para o cenário medianamente pessimista (RCP 4.5), a redução de áreas favoráveis nos cenários futuros (2050 e 2017) é pouco expressiva, sendo observado um aumento de área favorável no bioma Pampa em 2070, devido as condições climáticas mais adequadas desse bioma para a espécie.

Para o cenário mais pessimista (RCP 8.5), houve redução de áreas favoráveis para *U. lobata*, indicando que as mudanças climáticas poderão afetar negativamente a ocorrência da espécie em todos os biomas brasileiros.

Considerando o cenário RCP 8.5, todas as regiões brasileiras são vulneráveis, sendo necessário o estabelecimento de estratégias voltadas para o melhoramento à tolerância ao aumento de temperatura, de conservação e de manejo da espécie, ampliando a possibilidade de ampliar a sua distribuição.

Nas próximas décadas será necessário monitorar a espécie, visando adotar estratégias para a conservação de suas populações nos diferentes ambientes de ocorrência, avaliando seu comportamento em relação às alterações do clima.

## REFERÊNCIAS

- ALEIXO, A.; ALBERNAZ, A. L.; GRELLE, C. E. V.; VALE, M. M.; RANGEL, T. F. Mudanças Climáticas e a Biodiversidade dos Biomas Brasileiros: Passado, Presente e Futuro. (2010). *Natureza e Conservação*. v. 8. n. 2. p.194-196. Disponível em: <http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/natcon.00802016>.
- AUSTIN, D. F. (1999). Erva daninha de César (*Urena lobata*): Um exótico invasor ou nativo da Flórida. *Wildland Weeds*.v.3, n.1, p. 13-16.
- AWAN, T. H.; CHAUHAN, B. S.; CRUZ, P. C. S. (2014). Influence of environmental factors on the germination of *Urena lobata* L. and its response to herbicides. *Plos One*. v. 9, n. 3, p. 90305.
- BABU, S.S.; MADHURI, D.B; REDDY, D.S. (2016). Anxiolytic antidepressant and anti-inflammatory activity of ethanolic extract of *Urena lobata* leaf. *Int. J. Pharm. Res. Health Sci*. v.4, p.1284-1290. <https://doi.org/10.21276/ijprhs.2016.04.07>.
- BFG - Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. (2015). *Rodriguésia*, v. 66, n.4, p.1085-1113. doi: 10.1590/2175-7860201566411.
- BOVINI, M. G. (2015). *Urena* in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro.Disponível:<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/bf9269>.
- BRITO, A.C.; CASTRO, A.P.; FRAXE, T. J. P.; RAMOS, A. S. (2018). Um olhar sistêmico sobre a sustentabilidade da produção de malva em comunidade de várzea no Amazonas. *Revista Terceira Margem Amazonia*. v.3, n.10.
- CASTRO, A. P.; GOMES, L. M.; LOBATO, A. C. N.; BRITO A. C. (2018). Estratégia para dinamização da cadeia produtiva de Juta e Malva no Estado do Amazonas. *Revista Terceira Margem Amazônia*. v.3, p.10.
- CINTRA, P. H. N.; DE MELO, O. F. P.; DE MENEZES, J. O. S. (2020). Produção agrícola: uma revisão bibliográfica sobre as mudanças climáticas e produtividade de plantas graníferas no Brasil. *Revista Agrotecnologia, Ipameri*, v.11, n.1, p.87-94.
- COLLEVATTI, R.G.; TERRIBILE, L.C.; DE OLIVEIRA, G.; LIMA, R. M.S.; NABOUT, J.C.; RANGEL, T.F.; DINIZ-FILHO, J.A.F. (2013).Drawbacks to palaeo distribution modelling: the case of South American seasonally dry forests. *Journal of Biogeography*, v. 40, n. 2, p. 345-358. <http://dx.doi.org/10.1111/jbi.12005>.
- COX, P. M.; HARRIS, P. P.; HUNTINGFORD, C.; BETTS, R. A.; COLLINS, M.; JONES, C. D.; JUPP, T. E.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. (2008). Increasing risk of Amazonian drought due to decreasing aerosol pollution. *Nature*, v.453, p. 212-215. <https://doi.org/10.1038/nature06960>.
- CRIA - Centro de Referência em Informação Ambiental. Sistema de informação. Campinas, 1999. Disponível em: <http://www.cria.org.br/projetos>. Acesso em: 03 Jan. de 2020.

DE CASTRO, F. À. B.; DA CONCEIÇÃO, F. G.; COSTA, O. A. D.; LONGHI, S. J. (2019). Pinheiros antigos podem entrar em declínio devido ao efeito de mudanças climáticas. *BIOFIX Scientific Journal*. v.4, n.1, p.16-25.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; COLLEVATTI, R. G.; CHAVES, L. J.; SOARES, T. N.; NABOUT, J. C.; RANGEL, T. F.; MELO, D. B.; LIMA, J. S.; TELLES, M. P. C. (2012). Geographic shifts in climatically suitable areas and loss of genetic variability in *Dipteryx alata* ("Baru" Tree; *Fabaceae*). *Genetics and Molecular Research*, v.11, n. 2, p.1618-1626. <http://dx.doi.org/10.4238/2012>.

ESRI (2011). ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, Redlands.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1- km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, v.37, n.12, p. 4302-4315.

FLEPPC - Florida Exotic Pest Plant Council. (2011). List of Invasive Plant Species. <http://www.fleppc.org/list/11list.html> or Wildland Weeds, v.14, n. 34, p.11-14.

FRANCIS, J.K. (2000). Wildland Shrubs of the United States and its Territories: Thamnic Descriptions. Relatório Técnico Geral - Instituto Internacional de Silvicultura Tropical, IITF-WB-1. <http://www.fs.fed.us/global/iitf/wildland-shr>.

GBIF-Global Biodiversity Information Facility. (1999). Disponível em: <https://www.gbif.org/pt/>. Acesso em 10 de março de 2019.

GOMES, L. M.; DE CASTRO, A. P.; FRAXE, T. J. P.; NETO, P. Q. C.; DA SILVA MENDES, A. M.; VALENTE, M. S.; FERREIRA, C. C.; PEREIRA, M. L. A. (2019). Genetic Divergence in *Urena lobata* Accessions to Quantitative Traits. *Journal of Agricultural Science*, v.11, n.11. p. 81. <https://doi.org/10.5539/jas>.

GROOF, G. D. E. (1940). *U. lobata*, Congo jute. *Bulletin Agricole du Congo Belge*, v.31: p.7-55.

GUITÉRREZ, E.; TREJO, I. (2014). Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. *Revista mexicana de biodiversidade, Cidade do México*, v.85, n. 1, p.179-188.

IDAM - Instituto de Desenvolvimento Agropecuário e Florestal Sustentável do Estado do Amazonas; Relatório de acompanhamento trimestral da Cultura da Malva - Safra: 2018/2019. Manaus, AM, 2020.

INCT - Herbário Virtual da Flora e dos Fungos. - Herbário Alexandre Leal Costa (ALCB), Herbário da Universidade Federal de Sergipe (ASE), Herbário do Centro de Pesquisas do Cacau (CEPEC), Herbário da Reserva Natural Vale (CVRD), Herbário Prisco Bezerra (EAC), Herbário da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESA), Herbário Rioclarense (HRCB), Herbário Sérgio Tavares (HST), Herbario da Universidade Estadual de Feira de Santana (HUEFS), Herbário - IPA Dárdano de Andrade Lima (IPA), Herbário Lauro Pires Xavier (JPB), Herbário do Instituto do Meio

Ambiente do Estado de Alagoas (MAC), Herbário do Museu Botânico Municipal (MBM), Missouri Botanical Garden (MO), The New York Botanical Garden - South America records (NY), Herbário Professor Vasconcelos Sobrinho (PEUFR), Herbário do Museu Nacional (R), Herbário São Mateus / Espírito Santo (SAMES), Herbário do Estado "Maria Eneyda P. Kaufmann Fidalgo" - Coleção de Fanerógamas (SP), Herbário da Universidade de São Paulo (SPF), Herbário da Universidade Estadual de Campinas (UEC), Herbário Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Herbário UFP - Geraldo Mariz (UFP), Herbário Central da Universidade Federal do Espírito Santo VIES (VIES) disponível no INCT - Herbário Virtual da Flora e dos Fungos. Disponível em: <http://inct.splink.org.br>. Acesso em: 07 dez. 2020.

IPCC - Climate Change (2014): Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (Eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

KUMA, R. S.; STOHLGREN, T. J. (2009). Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and Natural Environment*, Victoria Island, v.1, n.4, p. 094-098.

LEMES, P.; LOYOLA, R. D. (2014). Mudanças climáticas e prioridades para a conservação da biodiversidade - Climate change and priorities for biodiversity conservation. *Revista de Biologia Neotropical*, Goiás, v.11, n.1, p.47-57. doi: <https://doi.org/10.5216/rbn.v11i1.30699>.

LI, F.; LIU, Y.; YAN, W.; ZHAO, Y.; JIANG, R. (2020). Effects of future climate change on summer maize growth in Shijin Irrigation District. *Theoretical and Applied Climatology*, v.139, n.1-2, p.33-44.

LIBONATI, V. F. (1958). A juta na Amazônia. Belém: Instituto Agrônômico do Norte, (Boletim Técnico, 34).

LOYOLA, R. D.; LEMES, P.; NABOUT, J. C.; TRINDADEFILHO, J.; SAGNORI, M. D.; DOBROVOLSKI, R. and. DINIZFILHO, J. A. F. (2013). A straightforward conceptual approach for evaluating spatial conservation priorities under climate change. *Biodiversity and Conservation*, v.22, n.2, p.483-495. [http:// dx.doi.org/10.1007/s10531-012-0424-x](http://dx.doi.org/10.1007/s10531-012-0424-x).

LUO, Y.; SU, C.; DING, N.; QI, B.; JIA, F.; XU, X.; SHI, S. (2019). Lignan Glycosides from *Urena lobata*. *Molecules*, v. 24, n.15, p. 2850.

MACIEL, A. C.; FRAXE, T. J. P.; CASTRO, A. P. (2019). Agricultura familiar e o cultivo da malva na Amazônia. *Scientia Naturalis*, v.1, n.5, p. 92-107.

MARCOS JUNIOR, A. D.; DA SILVA, S. C.; DAS CHAGAS, V. J. F.; GUIMARÃES, S. O.; DA COSTA, J. M. F. (2018). Classificação Climática de Thornthwaite para o Brasil com Base em Cenários de Mudanças Climáticas do IPCC-AR5. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 33, n. 4, p. 647-66. <https://doi.org/10.1590/0102-7786334007>.

MARENGO, J. A. (2014). O Futuro Clima do Brasil. Revista USP. São Paulo. v.103, p. 25-32.

MATOS, M. D. F.; SCARANTE, A.; SOARES, M.; BOGNOLA, I.; WREGE, M. (2017). Distribuição de *Handroanthus impetiginosus* no Brasil e as projeções futuras conforme as mudanças climáticas globais. In Embrapa Pantanal-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 20; SIMPÓSIO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E DESERTIFICAÇÃO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO, (2017), Juazeiro, Petrolina. A agrometeorologia na solução de problemas multiescala: anais. Petrolina: Embrapa Semiárido: Univasf.

MEDEIROS, C. M.; FRAXE, T. J. P. (2008). Agroecologia, Extensão Rural e Sustentabilidade na Amazônia. Editora da Universidade do Amazonas - EDUA.

MOREIRA, H. J. C.; BRAGANÇA, H. B. N. (2011). Manual de identificação de plantas infestantes. São Paulo: FMC Agricultural Products. 1017p.

MUÑOZ, M. E. S.; GIOVANNI, R.; SIQUEIRA, M. F.; SUTTON, T.; BREWER, P.; PEREIRA, R. S.; CANHOS, D. A. L.; CANHOS, V.P. (2011). OpenModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. *GeoInformatica*, v. 15, n.1, p. 111-135. doi: 10.1007/s10707-009-0090-7.

NABOUT, J. C.; CARVALHO, P.; PRADO, M. U.; BORGES, P. P.; MACHADO, K. B.; HADDAD, K. B.; MICHELAN, T. S.; CUNHA, H. F. and. SOARES, T. N. (2012). Trends and biases in global climate change literature. *Brazilian Journal for Nature Conservation*, v.10, p.45-51.

ONG, H.C. (2001). *Urena lobata* L. In: Plant Resources of South-East Asia No. 12 (2): Medicinal and poisonous plants 2 (ed. Valkenburg, J.L.C.H van \ Bunyapraphatsara, N.). Leiden, Holland: Backhuys Publisher, p. 575-577.

PAGLIA, A. P.; REZENDE, D. T.; KOCH, I.; KORTZ, A. R.; DONATTI, C. (2012). Modelos de distribuição de espécies em estratégias para a conservação da biodiversidade e para adaptação baseada em ecossistemas frente a mudanças climáticas. *Natureza & Conservação*, v.10, n.2, p. 231-234. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.031>.

PBMC – (2014). Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. AMBRIZZI, T.; ARAÚJO, M. (Org.). Base científica das mudanças climáticas: Grupo de Trabalho 1 - Primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas. Rio de Janeiro: COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 464p.

PIER - Pacific Islands Ecosystems at Risk. Honolulu, EUA: HEAR, University of Hawaii. 2012. <http://www.hear.org/pier/index.html>.

PINTO, E. R. M. F. (2010). A constituição histórica da produção mercantil simples no Estado do Amazonas e a cultura da juta. In: WITKOSKI, A.C.; FERREIRA, A. S.; HOMMA, A.K, O.; FRAXE, T. J. P. (Orgs.). A cultura de juta e malva na Amazônia Ocidental: Sementes de uma nova racionalidade ambiental? São Paulo, Editora Annablume, p.143-144.

SIFTAM – (2019). Sindicato das Indústrias de Fiação e Tecelagem do Amazonas – Câmara Setorial de Fibras Naturais-CSFN / MAPA, 21ª Reunião Ordinária.

SILVA, M. A. F.; HIGUCHI, P.; SILVA, A.C. (2018). Impacto de mudanças climáticas sobre a distribuição geográfica potencial de *Ilex paraguariensis*. *Rodriguésia*, v.69, n.4. p.2069-2079. [https:// doi.gov. 10.1590/2175-7860201869437](https://doi.gov.10.1590/2175-7860201869437).

SINGH, D.; SINGH, V. S. (2016). Isolation and characterization of flavonoids in *Urena lobata* leaves. *European Journal of Medicinal Plants*. p.1-6.

SIMON, L. M.; OLIVEIRA, G. D.; BARRETO, B. D. S.; NABOUT, J. C.; RANGEL, T. F. L. V. B.; DINIZ-FILHO, J. A. F. (2013). Effects of global climate changes on geographical distribution patterns of economically important plant species in Cerrado. *Revista Árvore*, v. 37, n. 2, p. 267-274.

SIQUEIRA, S. D. F.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. D. (2019). Distribuição geográfica potencial contemporânea e futura de *Cedrela fissilis* Vell. Sob cenários de mudanças climáticas. *Revista Árvore*, v.43, p.3.

SOUSA, H. H.; VASQUES M. S.; SANTIAGO, J. L.; CHAGAS, C. N.; CASTO, A.P. (2012). Fatores determinantes e limitantes no processo de cultivo de malva (*Urena lobata* L.) em ecossistema de várzea no estado do Amazonas. VI Encontro Nacional da Anppas 18 a 21 de setembro de Belém - PA-Brasil.

TÔRRES, N. M.; DE MARCO, P.; SANTOS, T.; SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A. T. A. and. DINIZ-FILHO, J. A. F. (2012). Can species distribution modelling provide estimates of population densities? A case study with jaguars in the Neotropics. *Diversity & Distributions*, v. 18, no. 6, pp. 615-627. [http://dx.doi. org/10.1111/j.1472-4642.2012.00892.x](http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00892.x).

USDA-ARS. (2012). Rede de Informação de Recursos de Germoplasma (GRIN). Banco de dados online. Beltsville, Maryland, EUA: Laboratório Nacional de Recursos de Germoplasma. <https://npgsweb.ars-grin.gov/gringlobal/taxon/taxonomysearch>.

USGS - (1999). United States Geological Survey Publications of the U.S. Geological Survey. Denver: Geological survey, 284 p. Disponível em: <https://www.usa.gov/federal-agencies/u-s-geological-surve>. Acesso em: 03 de jan.2019.

VAZ, U. L.; CUNHA, H. F.; NABOUT, J. C. (2015). Trends and biases in global scientific literature about ecological niche models. *Brazilian Journal of Biology*, v.75, n.4, p.17-24. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.22713>.

VAZ, U. L.; NABOUT, J. C. (2016). Using ecological niche models to predict the impact of global climate change on the geographical distribution and productivity of *Euterpe oleracea* Mart.(*Arecaceae*) in the Amazon. *Acta Botanica Brasilica*, v.30, n2, p.290-295. doi: 10.1590/0102-33062016abb0036.

WANG, T. L.; CAMPBELL, E. M.; O'NEILL, G. A.; AITKEN, S. N. (2012). Projecting future distributions of ecosystem climate niches: Uncertainties and management applications. *Forest Ecology and Management*, v.279, p.128-140.

WERNECK, F. P.; NOGUEIRA, C.; COLLI, G. R.; SITES JR, J. W.; COSTA, G. C. (2012). Climatic stability in the Brazilian Cerrado: implications for biogeographical connections of South American savannas, species richness and conservation in a biodiversity hotspot. *Journal of Biogeography*, v. 39, n. 9, p. 1695-1706. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2012.02715.x>.

WREGE, M. S.; FRITZONS, E.; SOARES, M. T. S.; BOGNOLA, I. A.; SOUSA, V. A.; SOUSA, L. P.; GOMES, J. B. V.; AGUIAR, A. V.; GOMES, G. C.; MATOS, M. F. S.; SCARANTE, A. G.; FERRER, R. S. (2017). Distribuição natural e habitat da araucária frente às mudanças climáticas globais. *Pesquisa Florestal Brasileira - Brazilian Journal of Forestry Research*, Colombo, v.37, n.91,