

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

DIVERSIDADE FENOTÍPICA E PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO
NATURAL DE *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr PARA
USO E CONSERVAÇÃO *in situ*

JENNIFER SOUZA TOMAZ

MANAUS - AM
2021

JENNIFER SOUZA TOMAZ

DIVERSIDADE FENOTÍPICA E PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO
NATURAL DE *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr PARA
USO E CONSERVAÇÃO *in situ*

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Agronomia Tropical da Faculdade de Ciências
Agrárias da Universidade Federal do Amazonas,
como parte dos requisitos para obtenção do título
de Doutora em Agronomia Tropical.

Orientadora: Dra. Maria Teresa Gomes Lopes
Co-orientador: 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).

Tomaz, Jennifer Souza
T655d Diversidade fenotípica e predição da distribuição natural de
Stryphnodendron pulcherrimum (Willd.) Hochr para uso e
conservação in situ / Jennifer Souza Tomaz . 2021
127 f.: il. color; 31 cm.

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

1. Áreas degradadas. 2. Espécie pioneira. 3. Fitorremediação. 4.
Variação fenotípica. 5. Conservação vegetal. I. Lopes, Maria Teresa
Gomes. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

JENNIFER SOUZA TOMAZ

DIVERSIDADE FENOTÍPICA E PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO NATURAL
DE *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr PARA USO E CONSERVAÇÃO *in situ*

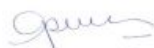
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Agronomia Tropical da Faculdade de Ciências
Agrárias da Universidade Federal do Amazonas,
como parte dos requisitos para obtenção do título
de Doutora em Agronomia Tropical.

APROVADO EM: 11 de outubro de 2021.

BANCA EXAMINADORA



Dra. Maria Teresa Gomes Lopes, presidente.
Universidade Federal do Amazonas – UFAM



Dra. Graciela Ines Bolzon de Muniz, membro.
Universidade Federal do Paraná – UFPR



Dra. Suelen Cristina de Sousa Lima, membro.
Centro de Pesquisa de Biotecnologia da Amazônia – CBA



Dr. Josemir Moura Maia, membro.
Universidade Estadual do Pernambuco – UEPB



Dr. Santiago Linorio Ferreyra Ramos, membro.
Universidade Federal do Amazonas - UFAM

Porque sou eu que conheço os planos que tenho para vocês', diz o Senhor, 'planos de fazê-los prosperar e não de lhes causar dano, planos de dar-lhes esperança e um futuro. Então vocês clamarão a mim, virão orar a mim, e eu os ouvirei. Vocês me procurarão e me acharão quando me procurarem de todo o coração.

Jeremias 29.11-13

AGRADECIMENTOS

Em nome destas pessoas, a minha sincera gratidão e a todos que contribuíram para o meu crescimento profissional.

A Deus por me permitir ir além e acreditar em mim quando nem eu acreditava. Por me permitir ter novos recomeços e por nunca me abandonar. Ele é fiel!

Ao meu esposo, Alciney Pinheiro. Obrigada por entender minha ausência, agradeço sua dedicação, amor e apoio emocional. Nos momentos mais difíceis você esteve ao meu lado, tornando os meus dias mais fáceis e me dando força para concluir esse ciclo. Obrigada por todo o suporte, por confiar em mim. Em todos os momentos desta longa caminhada me apoiou e incentivou a alçar novos voos.

Aos meus pais, Márcia e Marcos, principais arquitetos, não só desse trabalho, mas de toda a minha vida. Agradeço a educação e os princípios a mim transmitidos de honestidade, força de vontade e coragem. Em especial à minha mãe, minha maior referência de mulher. Obrigada mãe por suas orações, apoio emocional, por me transmitir força e nunca me deixar pensar em desistir. Agradeço a Deus por sua vida todos os dias. A senhora é uma guerreira. Amo vocês!

Aos meus irmãos Inara e Nuno pelo incentivo e apoio. Vocês tornaram os meus dias mais divertidos, sempre me fazendo sorrir!

À minha grande amiga Sulianne Rosado, agradeço o privilégio de ser sua amiga, pelo apoio em todos os momentos do doutorado, em especial na confecção dos resultados. Gratidão por seu companheirismo, conselhos e força para concluirmos bem todas as etapas.

Aos meus familiares (avó, tias, tios, primas e primos), aos quais peço desculpas pela ausência. Mal necessário, cuja recompensa um dia foi alcançada. Obrigada por serem tão amorosos.

A minha orientadora Maria Teresa Gomes Lopes, pela atenciosa orientação e contribuições valiosas para esta conquista. Sem a sua ajuda, sacrifício e esforço, este trabalho não teria sequer começado. Agradeço à amizade, compreensão e confiança. Obrigada por sempre me incentivar e ter se tornado uma segunda mãe durante esses seis anos de convívio entre mestrado e doutorado. Muito obrigada!

Ao meu co-orientador professor Carlos Henrique Salvino Gadêlha Meneses, pela orientação e auxílio nas correções da tese.

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

Ao Jhon Paul pela ajuda na apresentação gráfica e conhecimentos transmitidos.

Ao Ricardo Lívio, pela oportunidade de desenvolver parte desta pesquisa na Superintendência da Polícia Federal do Amazonas. Agradeço a confiança, suporte, e disposição em transmitir parte de seus conhecimentos. Você sem dúvida é um exemplo de humildade para nós. Gratidão!

À minha família do Laboratório de Melhoramento vegetal - MGV da UFAM, Lucinete Gomes, Caroline Bezerra, Suelen Cristina, Brisa Flor, Adriel Lira, Jhon Paul, por fazer de mim a profissional que sou hoje. Obrigada pela amizade e apoio em várias etapas!

Agradeço de modo muito especial Caroline Bezerra que esteve comigo nos momentos mais difíceis! Obrigada por nossa amizade, sinceridade e companheirismo! Amizade para a vida! Obrigada pelo apoio em várias etapas.

À equipe do SETEC-PF-AM, Haroldo, Larissa e Janaína. Obrigada por se mostrarem acessíveis e sempre dispostos a ajudar. Janaína, sempre generosa, muito obrigada por me fazer relaxar nos momentos de mais tensão com sua alegria e generosidade!

À Universidade Federal do Amazonas (UFAM) e ao Programa de Pós-graduação em Agronomia Tropical (PPG-ATR) pela oportunidade.

A Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado do Amazonas (FAPEAM), pelo financiamento da bolsa de Doutorado.

Ao Laboratório de Biologia Molecular (LTBM) do Instituto de Pesquisas da Amazônia, pela infraestrutura disponibilizada.

Aos laboratórios parceiros da UFAM, professores e técnicos, agradeço todo o apoio e disponibilidade em contribuir com a pesquisa.

Agradeço de modo especial ao meu grupo de oração, em especial à minha líder Noêmia que tem me ajudado nessa longa jornada com sábios conselhos, equilíbrio emocional e amor. Muito obrigada por suas orações e incentivo no meu relacionamento com Deus. Agradeço a todas as meninas que oram por mim! Com certeza, essa é a maior demonstração de amor. Vocês são incríveis!

A todos que demonstraram seu carinho, por meio de palavras, pagando um cafezinho e ou lanche. Construí muitas memórias com vocês: Suelen, Caroline, Lucinete,

Brisa, Emanuel, Janaína, Sulianne, Jhon, Cíntia, (responsável pela limpeza do laboratório) e Adriel.

Para todos aqueles que de alguma forma contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

A todos muito obrigada!

RESUMO

Os ecossistemas naturais são ameaçados pelo desmatamento, cujas transformações no uso e ocupação do solo em função da intensa atividade antrópica alteram a paisagem e áreas naturais. Aparentemente isolados e protegidos, os fragmentos florestais presentes nas cidades estão expostos à poluição urbana e industrial. Em decorrência das atividades antrópicas, milhões de hectares ao redor do mundo possuem solos contaminados com elementos potencialmente tóxicos que afetam diretamente no estabelecimento e crescimento das plantas, exceto às mais tolerantes. Espécies nativas que conseguem se estabelecer em ambientes antropizados e que de alguma forma conseguem estabilizar ou remover elementos traço do solo, tem motivado pesquisas sobre fitorremediação. *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr. está listada como a espécie medicinal com maior valor de uso entre as comunidades tradicionais, por apresentar atividades bactericidas e propriedades anti-inflamatórias. Entretanto, as mudanças climáticas têm ameaçado a distribuição desta espécie, aumentando o risco de sua extinção. Diante do exposto, o trabalho teve como objetivo estudar a diversidade fenotípica e realizar a predição natural atual e futura de *S. pulcherrimum*. No primeiro capítulo objetivou identificar e quantificar os elementos traços presentes em amostras de solo rizosférico e tecidos vegetais de *S. pulcherrimum*. Amostras de solos e tecidos (folhas e raízes) foram coletados de duas áreas de fitofisionomias diferentes de florestas naturais (área de fragmento florestal, Campus - UFAM, Manaus, AM, Brasil) e área antropizada com a presença de resíduos sólidos, localizada no município de Novo Airão, AM, Brasil), por meio de Fluorescência de Raio-X por dispersão total (TXRF). Foram utilizadas 24 amostras de solo, folhas e raízes de *S. pulcherrimum*, nas duas áreas de estudo, totalizando 48 amostras no estudo. Os indivíduos de cada área 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 para análises de componentes inorgânicos e os seus resultados foram coincidentes para os grupos de indivíduos identificados em relação ao tipo de área estudada, fragmento florestal e área antropizada. A área antropizada proporcionou a predominância dos elementos como Y, Sc, Nb e Hf e o fragmento florestal apresentou concentrações elevadas de Cu, Yb e Ba. Os resultados indicam que *S. pulcherrimum*, é uma espécie com potencial para fitorremediação de áreas com a presença elementos traços no solo. A espécie no fragmento florestal 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, além de outros elementos traços. O capítulo 2 objetivou apresentar a distribuição natural da espécie *S. pulcherrimum*, no período atual e sua distribuição em cenários futuros, por meio de modelagem ecológica e avaliar o impacto de diferentes cenários de mudanças climáticas sobre a distribuição geográfica potencial nos biomas brasileiros. Para isso foi utilizada a modelagem de nicho ecológico, em função de 19 variáveis bioclimáticas do banco de dados do *WorldClim*. Para a predição da distribuição geográfica, foram utilizados quatro modelos de algoritmo: *Climate Space Model*, *Envelope Score*, *Niche Mosaic* e *Environmental Distance*. As projeções futuras foram avaliadas em dois cenários diferentes, RCP = 4.5, medianamente pessimista, e RCP = 8.5, mais pessimista, em dois intervalos de tempo (2020-2050 e 2051-2070). Com base nos resultados dos componentes inorgânicos, as condições analisadas nos solos das áreas em estudo afetaram a absorção de nutrientes essenciais e aumentaram a disponibilidade de elementos traço. Os resultados obtidos para a distribuição natural da espécie indicam que houve perdas de áreas favoráveis ao desenvolvimento de *S. pulcherrimum*, em ambos os cenários, demonstrando uma perda significativa nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal. Com base nas informações geradas, as populações naturais localizadas nos ambientes mais vulneráveis às mudanças climáticas, devem ser priorizadas a fim de implantar estudos sobre sua conservação *in situ* e *ex situ* para garantir a continuidade da variabilidade genética de *S. pulcherrimum*, a longo prazo.

Palavras-chave: Áreas degradadas; espécie pioneira; fitorremediação; variação fenotípica; conservação vegetal.

ABSTRACT

Natural ecosystems are threatened by deforestation, along with intense human activity driving changes in land use and occupation alter the landscape and natural areas. Apparently isolated and protected, the forest fragments present in cities are exposed to urban and industrial pollution. As a result, millions of hectares around the world have soils contaminated with potentially toxic elements that directly affect the establishment and growth of plants, except for the most tolerant ones. Native species that manage to establish themselves in anthropogenic environments and were able to stabilize or remove trace elements from the soil, have motivated research on phytoremediation. *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr. is listed as the medicinal species with the highest value and use among traditional communities, due to its bactericidal activities and anti-inflammatory properties. However, climate change has threatened the distribution of this species, increasing the risk of extinction. Given the above, this work aimed to study the phenotypic diversity and perform the current along with future natural prediction of *S. pulcherrimum*. In the first chapter, the objective was to identify and quantify the trace elements present in rhizospheric soil and tissue samples plants of *S. pulcherrimum*. Soil and tissue samples (leaves and roots) were analyzed by applying total dispersion X-ray fluorescence (TXRF) from two areas of different phytophysiognomic natural forests (forest fragment area, Campus - UFAM, Manaus, AM, Brazil) and area anthropized with the presence of solid waste, located in the municipality of Novo Airão, AM, Brazil. Twenty-four samples of soil, leaves and roots of *S. pulcherrimum* were used in the two study areas, totaling 48 samples in this research. Individuals from each area were grouped by the hierarchical method of mean distances (UPGMA). Graphical dispersion was performed using the Principal Coordinate Analysis Method (PCA) and non-metric multidimensional scaling for inorganic component analysis. Consequently, the results were consistent with the groups of individuals identified in relation to the types of areas studied, forest fragment and anthropized areas. The anthropized areas provided the predominance of elements such as Y, Sc, Nb and Hf and the forest fragment showed high concentrations of Cu, Yb and Ba. The results indicated that *S. pulcherrimum* is a species with potential for phytoremediation of areas with the presence of trace elements in the soil. The species in the forest fragment showed high leaf concentrations of Cr and Yb, suggesting that *S. pulcherrimum* may be a potential species for biomonitoring studies as it is close to industrial areas and roads to assess contamination by Cr and Yb via atmospheric deposition, in addition to other trace elements. Chapter 2 aimed to present the natural distribution of the species *S. pulcherrimum*, in the current period as well as distribution in future scenarios. Furthermore, through ecological modeling and to we were able to evaluate the impact of different climate change scenarios based on the potential geographic distribution in Brazilian biomes. Accordingly, ecological niche modeling was used, as a function of 19 bioclimatic variables from the WordClim database. To predict the geographic distribution, four algorithm models were used: Climate Space Model, Envelope Score, Niche Mosaic and Environmental Distance. Future projections were evaluated under two different scenarios, RCP = 4.5, moderately pessimistic, and RCP = 8.5, more pessimistic, in two intervals of time (2020-2050 and 2051-2070). Based on the results of the inorganic components, the conditions analyzed in the soils of the study areas affected the absorption of essential nutrients and increased the availability of trace elements. Additionally, the findings obtained from the natural distribution of the species indicated that there were losses in areas favorable to the development of *S. pulcherrimum*, in both scenarios, demonstrating a significant loss in the Amazon, Cerrado and Pantanal biomes. Based on the information generated, natural populations located in environments most vulnerable to climate change should be prioritized to implement studies regarding in situ and ex situ conservation to ensure the continuity of the genetic variability of *S. pulcherrimum* long-term.

Key-words: Degraded areas; pioneer species; phytoremediation; phenotypic variation; plant conservation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ocorrência de <i>S. pulcherrimum</i> , no município de Manaus, AM, Brasil. (A) Imagem via satélite do fragmento florestal alterado, inserido no campus da Universidade Federal do Amazonas. Fonte: Google imagens (2021). (B) árvore localizada em via de tráfego veicular constante no campus. (C) Caule da espécie no ambiente da floresta rica em matéria orgânica. Fonte: TOMAZ (2020).....	50
Figura 2. Ocorrência de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> no município de Novo Airão, AM, Brasil. (A) Imagem via satélite do município de Novo Airão. Fonte: Google imagens (2021). (B) e (C) Ocorrência da espécie em área antropizada com presença de descarte irregular de resíduos sólidos. Fonte: TOMAZ (2020).	52
Figura 3. (A) Amostra de solo, (B) raiz e (C) folhas de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> Fonte: (TOMAZ, 2020).....	53
Figura 4. Comparação do teor de potássio (K) (a), enxofre (S) (b), ferro (Fe) (c), cobre (Cu) (d), cloro (Cl) (e), cobalto (Co) (f) e níquel (Ni) (g) nos solos rizosféricos de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> da área do fragmento florestal de floresta primária preservada e da área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75%, barras mostram os quartis de 10 e 90%, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram outliers. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.	60
Figura 5. Comparação do teor de alumínio de (Al) (a), escândio (Sc) (b), titânio (Ti) (c), cromo (Cr) (d), rubídio (Rb) (e), estrôncio (Sr) (f), ítrio (Y) (g) e nióbio (Nb) entre solos rizosféricos de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> da área do fragmento florestal de floresta primária preservada e da área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75%, barras mostram os quartis de 10 e 90%, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram outliers. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.	61
Figura 6. Comparação do teor de silício (Si) (a), bromo (Br) (b), iodo (I) (c), bário (Ba) (d), háfnio (Hf) (e), itérbio (Yb) (f) e chumbo (Pb) (g) entre solos rizosféricos de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> da área do fragmento florestal de floresta primária preservada e da área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75%, barras mostram os quartis de 10 e 90%, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram outliers. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.....	62
Figura 7. Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média entre dezesseis genótipos <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> com base em análises de elementos químicos presentes no solo na região da rizosfera das plantas. Coeficiente de correlação cofenética: $r = 0,9542$. A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977).	64
Figura 8. Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias entre dezesseis genótipos de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> , com base nas análises do solo, na região da rizosfera.....	65
Figura 9. Análise de Componentes Principais (PCA) – Solo. As elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.	65
Figura 10. Comparação do teor de ferro (Fe) (a), cobalto (Co) (b), titânio (Ti) (c), cromo (Cr) (d), ítrio (Y) (e) e bário (Ba) (f) em raízes de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> em área de fragmento florestal de floresta primária preservado e área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75 %, barras mostram os quartis de 10 e 90 %, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram outliers. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.	67
Figura 11. Comparação do teor de chumbo (Pb) (a), itérbio (Yb) (b), iodo (I) (c), arsênio (As) (d) e selênio (Se) (e) em raízes de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> em área de fragmento florestal de floresta primária preservado e área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75 %, barras mostram os quartis de 10 e 90 %, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram outliers. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.	68
Figura 12. Comparação do conteúdo de fósforo (P) (a), cloro (Cl) (b), ferro (Fe) (c), cobalto (Co) (d), titânio (Ti) (e) e cromo (Cr) (f) em raízes de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> em área de fragmento florestal de floresta primária preservada e de área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte	

de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75 %, barras mostram os quartis de 10 e 90 %, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram <i>outliers</i> . Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.	70
Figura 13. Comparação do conteúdo de chumbo (Pb) (a), itérbio (Yb) (b), iodo (I) (c), arsênio (As) (d), ítrio (Y) (e) e bário (Ba) (f) em raízes de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> em área de fragmento florestal de floresta primária preservada e área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75 %, barras mostram os quartis de 10 e 90 %, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram <i>outliers</i> . Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.	71
Figura 14. Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média entre dezesseis genótipos de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> com base em análises de elementos químicos presentes nas raízes das plantas. Coeficiente de correlação cofenética $r = 0,9041$. A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977).	72
Figura 15. Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias genéticas entre dezesseis genótipos de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> , com base nas análises da raiz.	73
Figura 16. Análise de Componentes Principais (PCA) – Raiz de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> As elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.	73
Figura 17. Comparação do teor foliar de magnésio (Mg) (a), enxofre (S) (b), crômio (Cr) (c), níquel (Ni) (d), Selênio (Se) (e), ítrio (Y) (f) e itérbio (Yb) (g) em folhas de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> em área de fragmento florestal de floresta primária preservada e área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75 %, barras mostram os quartis de 10 e 90 %, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram <i>outliers</i> . Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.	75
Figura 18. Comparação do conteúdo foliar de magnésio (Mg) (a), enxofre (S) (b), crômio (Cr) (c), ferro (Fe) (d), níquel (Ni) (e), Selênio (Se) (f), ítrio (Y) (g) e itérbio (Yb) (h) em folhas de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> , em área de fragmento florestal de floresta primária preservada e área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75 %, barras mostram os quartis de 10 e 90 %, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram <i>outliers</i> . Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.	77
Figura 19. Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média entre dezesseis genótipos de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> com base em análises de elementos químicos presentes nas folhas das plantas. Coeficiente de correlação cofenética: $r = 0,8254$. A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977).	78
Figura 20. Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias genéticas entre dezesseis genótipos de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> , com base nas análises da folha.	79
Figura 21. Análise de Componentes Principais (PCA) – Folhas de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> As elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.	79
Figura 22. Massa seca foliar (MSF), massa seca da raiz (MSR), razão da massa seca foliar (RMF) e razão da massa seca da raiz (RMR), em árvores de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> presentes em área de fragmento florestal de floresta primária preservada e área antropizada, floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. As barras de erro representam erro padrão da média. Significativo a 5% pelo teste Tukey.	82
Figura 23. Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média entre dezesseis genótipos de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> com base em análises de massa seca das plantas. Coeficiente de correlação cofenética: $r = 0,7003$. A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977).	83
Figura 24. Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias genéticas entre dezesseis genótipos de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> , com base nas análises de matéria seca.	84
Figura 25. Análise de Componentes Principais (PCA) – Massa Seca de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> As elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.	84

Figura 26. Correlação de Pearson entre componentes inorgânicos, massa seca foliar (MSF), massa seca da raiz (MSR), razão da massa seca foliar (RMF) e razão da massa seca da raiz (RMR) de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i>	85
Figura 27. Dados de ocorrência de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> por biomas no Brasil (Modelo Environmental Distance).	112
Figura 28. Distribuição de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> no Brasil por biomas no período atual (Modelo Environmental Distance).	113
Figura 29. Projeção para o período de 2051-2070, no cenário menos pessimista RCP 4.5, da distribuição de <i>S. pulcherrimum</i> , no Brasil, por biomas de acordo com as mudanças climáticas globais (Modelo Environmental Distance).	114
Figura 30. Projeção para o período de 2020-2050, no cenário menos pessimista RCP 4.5, da distribuição de <i>S. pulcherrimum</i> , no Brasil, por biomas de acordo com as mudanças climáticas globais (Modelo Environmental Distance).	114
Figura 31. Projeção para o período de 2051-2070, no cenário mais pessimista RCP 8.5, da distribuição de <i>S. pulcherrimum</i> , no Brasil, por biomas de acordo com as mudanças climáticas globais (Modelo Environmental Distance).	115
Figura 32. Projeção para o período de 2020-2050, no cenário mais pessimista RCP 8.5, da distribuição de <i>S. pulcherrimum</i> , no Brasil, por biomas de acordo com as mudanças climáticas globais (Modelo Environmental Distance).	115
Figura 33. Área de distribuição (em km ²) por bioma de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> no cenário RCP 4.5 nos dois períodos (Modelo Environmental Distance). Fonte: Próprio autor.....	117
Figura 34. Área de distribuição (em km ²) por bioma de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> no cenário RCP 8.5 nos dois períodos (Modelo Environmental Distance). Fonte: Próprio autor.....	117

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Teor (mg.kg^{-1}) e conteúdo (mg.planta^{-1}) dos componentes inorgânicos determinados nos solos e tecidos (raiz e folhas) de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i>	58
Tabela 2. Estatística descritiva do teor dos elementos químicos (mg.kg^{-1}) não significativos ($p>0,05$), determinado em solos rizosféricos de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> , de fragmento florestal preservado, Campus UFAM, Manaus, AM e área antropizada em Novo Airão, AM, Brasil.	59
Tabela 3. Massa seca foliar (MSF), massa seca raiz (MSR), razão massa foliar (RMF) e razão massa raiz (RMR) de plantas de fragmento florestal preservado de floresta primária (FP) e de área antropizada (AA) de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i>	81
Tabela 4. Concentração foliar (mg.kg^{-1}) de elementos em indivíduos de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> , crescendo em dois ambientes da região Amazônica.	86
Tabela 5. Variáveis bioclimáticas usadas no processo de modelagem da predição de ocorrência de <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i>	110
Tabela 6. Área em quilômetros quadrados (Km^2), na projeção do cenário RCP 4.5 para ambos os períodos.	116
Tabela 7. Área em quilômetros quadrados (Km^2), na projeção do cenário RCP 8.5 para ambos os períodos.	116

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

Al - Alumínio

As - Arsênio

Ba - Bário

Br - Bromo

Ca - Cálcio

Co - Cobalto

Cu - Cobre

Cl - Cloro

Cr – Crômio

TE – Elementos traços

Fe - Ferro

Ge - Germânio

Hf - Háfnio

I - Iodo

K - Potássio

Mg - Magnésio

mg kg⁻¹ -

mg planta⁻¹ -

MSF – Massa Seca Foliar

MSR – Massa Seca Raiz

Ni - Níquel

Nb - Nióbio

P - Fósforo

Pb - Chumbo

Rb - Rubídio

RMF - Razão Massa Foliar

RMR - Razão Massa Razão

S - Enxofre

Se - Selênio

Si - Silício

Sb - Antimônio

Sc - Escândio

Sr - Estrôncio

Ti - Titânio

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

Y - Ítrio

Yb - Itérbio

Zn - Zinco

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	19
2. OBJETIVOS	23
2.1. Geral	23
2.2. Específicos	23
3. REFERENCIAL TEÓRICO	24
3.1. O gênero <i>Stryphnodendron</i>	24
3.1.1. A espécie <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i>	24
4. Distribuição natural de espécies	26
5. Elementos traço	28
5.1. Técnicas analíticas para a determinação de elementos traço	29
6. Fitorremediação de ambientes contaminados	30
7. Conservação de espécies florestais	32
8. REFERÊNCIAS	34
CAPÍTULO 1: DIVERSIDADE FENOTÍPICA DE <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr. POR MEIO DE COMPONENTES INORGÂNICOS EM FRAGMENTO FLORESTAL PRESERVADO E ÁREA ANTROPIZADA	
RESUMO	45
ABSTRACT	46
INTRODUÇÃO	47
MATERIAL E MÉTODOS	49
RESULTADOS	57
DISCUSSÃO	87
CONCLUSÃO	96
REFERÊNCIAS	97
CAPÍTULO 2: PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO NATURAL, HABITAT E CONSERVAÇÃO DE <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr. FRENTE ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS	
RESUMO	107
ABSTRACT	107
INTRODUÇÃO	108
MATERIAL E MÉTODOS	109
RESULTADOS	111
DISCUSSÃO	118

CONCLUSÃO.....	122
REFERÊNCIAS.....	123
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	127

INTRODUÇÃO GERAL

A floresta amazônica controla o clima regional e global (MORENO-MAYAR et al., 2018; QIN et al., 2019) e, portanto, o desmatamento de floresta tropical aumenta substancialmente os efeitos nas mudanças climáticas, ameaçando a biodiversidade local e erosão do solo (ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2019). O aumento constante na demanda de alimentos, acelerou o desmatamento na Amazônia, principalmente em áreas destinadas para o plantio de alimentos como a soja (FUCHS et al., 2019). Além disso, a pecuária extensiva também tem levado ao aumento da supressão florestal (SCHIERMEIER, 2019). Dessa forma, os ecossistemas naturais são ameaçados pelo desmatamento, cujas transformações no uso e ocupação do solo em função da intensa atividade antrópica alteram a paisagem e áreas naturais (FAGUNDES et al., 2018; ALMEIDA et al., 2018). Aparentemente isolados e protegidos, os fragmentos florestais presentes nas cidades estão expostos à poluição ambiental.

As análises de predição da distribuição atual e futura têm sido realizadas na literatura para espécies florestais, como por exemplo, *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze. (SOUSA et al., 2020; WREGE et al., 2017) e *Bertholletia excelsa* (Bonpl.) O. TOURNE et al., 2019), visando verificar a redução da distribuição de espécies ao longo do tempo mediante alterações climáticas, em diversos cenários tanto atual, quanto futuro. A partir destes estudos, verificou-se que houve uma redução na área de ocorrência das espécies *Araucaria angustifolia* e *Bertholletia excelsa* com o aumento da temperatura (SOUSA et al., 2020; WREGE et al., 2017; TOURNE et al., 2019). Os estudos auxiliam em programas de conservação e de identificação de áreas de maior adaptação para diferentes espécies, visando plantio. A conservação *in situ* tem sido recomendada para a maioria das espécies perenes nativas, uma vez que as plantas ficam em seu habitat natural, reduzindo os custos dos programas de conservação (GRINNELL, 1997).

Atividades antrópicas, tais como a industrialização e urbanização promovem alterações no meio ambiente, na maioria das vezes metaloides são lançados na atmosfera, na água, ou diretamente no solo (ASATI; PICHHODE; NIKHIL et al., 2016) e posteriormente afetam indiretamente as plantas, animais e seres humanos devido a dinâmica de nutrientes no meio ambiente (ANTONIADIS et al., 2017). A composição da camada superficial do solo pode ser afetada por elementos de sua constituição natural ou por fontes antrópicas (LIU et al., 2018; BOLAN et al., 2014; RINKLEBE et al., 2019) que influenciam na constituição de plantas (ANTONIADIS et al., 2019).

A concentração e disponibilidade de um determinado elemento químico no solo depende de sua natureza química, da proximidade da fonte de emissão, do tipo de solo e da interação do elemento com os demais constituintes do solo (KHALID et al., 2017). Diversas técnicas são utilizadas para a quantificação desses elementos nos solos. Dentre elas a fluorescência de raios-X de reflexão total (TXRF) que é o método mais utilizado para facilitar a análise quantitativa por utilizar um elemento padrão conhecido em uma amostra líquida ou sólida (PASHKOVA et al., 2020) e detectar problemas ambientais.

Diante do apresentado, a contaminação por elementos traços (micronutrientes) tornou-se um problema mundial (IACOBAN et al., 2019) e esforços precisam ser direcionados em busca de alternativas viáveis e sustentáveis para solução desse problema. A fitorremediação com plantas nativas é uma tecnologia relativamente recente e tornou-se uma área de pesquisa ativa, considerada uma das melhores tecnologias para remediar solos contaminados por metais pesados (AMNA et al., 2015; EHSAN et al., 2014; KAMRAN et al., 2014). Conceitualmente, a fitorremediação é a utilização de plantas e associações com os microrganismos do solo a fim de minimizar a concentração e ou atenuar os efeitos tóxicos devido a presença de elementos contaminantes nos solos, usada para manejo do solo (ALI et al., 2013; GREIPSSON, 2011).

Várias espécies são utilizadas como fitorremediadoras em solos contaminados por elementos traços (TAUQEER et al., 2016; KAMRAN et al., 2014; HABIBA et al., 2015), principalmente plantas arbustivas, como por exemplo, *Vachellia campechiana* (Mill Seigler & Ebinger), utilizada para fitorremediação de solos contaminados por Cr, Cu e Pb, devido a sua capacidade de estabelecimento nesses ambientes (SANTOYO-MARTÍNEZ et al., 2020). A fitorremediação, por ser uma técnica recente e inovadora, necessita de estudos visando a identificação de potenciais espécies florestais nativas para essa finalidade.

A caracterização da diversidade fenotípica das plantas quanto a constituição dos diferentes constituintes inorgânicos em tecidos vegetais permite avaliar o potencial de uma espécie fitorremediadora e entender a capacidade de adaptação a diferentes ambientes. Para estudo da diversidade fenotípica podem ser acessadas metodologias de análise de componentes principais e análises de dispersão gráfica (CRUZ et al., 2012) que facilitam na identificação de genótipos mais eficientes na exploração de metalóides contaminantes do solo.

Stryphnodendron pulcherrimum (Willd.) Hochr. (Fabales, Mimosaceae) é considerada uma planta medicinal nativa da Amazônia, conhecida como faveira-camuzé,

que por estar presente em muitos ambientes alterados pode ser investigada quanto ao potencial de fitorremediação. É uma espécie arbórea pioneira alternativa na melhoria da ciclagem de nutrientes em solos naturalmente pobres e degradados, portanto recomendada para recuperação de áreas degradadas (SANTOS, 2020). A espécie apresenta alta capacidade de rebrota e tolera bem a poda regular (GUIMARÃES, 2015), sendo uma fonte de matéria orgânica para o solo (SILVA et al., 2015). Se associa com os rizóbios do solo, assim possibilitando a Fixação Biológica de Nitrogênio, auxiliando no tempo de cultivo, estoques totais de nutrientes e rendimentos da cultura (HARA et al., 2021). A sua rusticidade e facilidade de adaptação em diferentes ambientes necessita ser melhor estudada quanto a constituição multielementar.

Comum em áreas de floresta secundária e em áreas de pastagens (ANDRADE et al., 2012), áreas de floresta contínua, desde bordas de grandes remanescentes florestados a pequenos fragmentos florestais isolados em ambientes antropizados (MONTEIRO e RAMALHO, 2010). As plantas da espécie apresentam floração em massa em suas copas, oriundas de flores típicas de árvores atrativas para os Meliponina, que auxiliam na polinização para a formação de sementes (MONTEIRO e RAMALHO, 2010), as quais são alvo de dispersão zoocóricas para os diferentes ambientes (PASSOS et al., 2020).

A espécie é conhecida por conter altos teores de taninos de interesse comercial (GOMES et al., 2021a; OCCHIONI- MARTINS, 1981). Nas últimas décadas, houve um aumento no interesse por plantas com altos teores de taninos, em função das atividades antibacteriana, antifúngica, cicatrizante e anti-inflamatória (ALMEIDA et al., 2012; ALRESHIDI et al., 2020; ANTTILA et al., 2013; CARVALHO et al., 2018). As cascas e folhas da espécie são utilizadas por suas atividades anti-inflamatória e antimicrobiana (GOMES et al., 2021b), as cascas do caule são amplamente utilizadas na medicina popular para o tratamento de infecções, feridas cutâneas e ulcerativas, a partir da suspensão do pó derivado da casca (GOMES et al., 2021b). Comunidades tradicionais e indígenas brasileiros usam as cascas para preparar infusões tópicas para o tratamento de doenças uterinas e vaginais, infecções urinárias, lesões de pele, feridas ulcerativas, hematomas e inflamações (HENRIQUES et al., 2016).

Considerando a importância e vulnerabilidade dos ecossistemas florestais frente às ações antrópicas e às mudanças climáticas, é relevante o estudo de espécies florestais, tais como *S. pulcherrimum* que possuem importância agrônômica e constituição química de interesse para a indústria. O estudo sobre sua distribuição geográfica, comportamento frente às mudanças climáticas e a constituição química multielementar se tornam de

fundamental importância para a projeção de estratégias voltadas ao uso e conservação desta espécie. É necessário também compreender a preferência quanto aos solos que ocupam, a sua rusticidade quanto a capacidade de adaptação para uso em manejo mais adequado e sustentável da espécie e dos solos (TOURNE et al., 2019).

Diante disso, o objetivo do trabalho foi analisar componentes inorgânicos presentes em solos e em tecidos de *S. pulcherrimum* de um fragmento florestal preservado comparado ao fragmento de uma área antropizada, por meio da análise de tecidos vegetais e de solos, estudar a diversidade fenotípica e a predição da sua distribuição natural visando uso e conservação.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Analisar a diversidade fenotípica e a predição da distribuição natural de *S. pulcherrimum* visando uso e conservação da espécie.

2.2. Específicos

- I. Caracterizar *S. pulcherrimum* como potencial indicadora de metaloides e fitorremediadora;
- II. Caracterizar a diversidade fenotípica das plantas das áreas estudadas para componentes inorgânicos;
- III. Estudar a predição da distribuição natural atual e futura de *S. pulcherrimum*, no Brasil, visando a conservação da espécie.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. O gênero *Stryphnodendron*

Stryphnodendron é um gênero caracterizado como neotropical (OCCHIONI, 1990), com aproximadamente 30 espécies, que ocorre desde a América Central até o Sudeste do Brasil (SCALON, 2007), com provável centro de distribuição na Amazônia, onde há uma maior concentração das espécies (OCCHIONI, 1990).

Dos 36 táxons do gênero, cerca de 32 (89%) ocorrem em território brasileiro, sendo 13 encontrados exclusivamente no Brasil, principalmente do Cerrado e Floresta Amazônica (SCALON, 2007; OCCHIONI, 1990). O gênero é representado por um conjunto de espécies adaptadas a variados tipos de vegetação e apresentam maior ocorrência em regiões de distribuição como, Amazônia, Cerrado, Caatinga e florestas costeiras (SCALON, 2007). O gênero compreende desde espécies subarbustivas anãs, características da vegetação do Cerrado brasileiro, até árvores de grande porte com cerca de 35 a 40 m de altura, presentes em florestas úmidas como Amazônia e Mata Atlântica (OCCHIONI, 1990).

O gênero *Stryphnodendron* é considerado um dos mais importantes em termos econômicos para o Brasil, destacando a espécie *S. adstringens* (Mart.) Coville, conhecida popularmente como Barbatimão, uma das maiores fontes naturais de taninos em sua casca (SCALON, 2007), com ação anti-inflamatória e analgésica (LIMA et al., 1998; AUDI et al., 1999). Todavia, as populações naturais de *S. adstringens*, muito em função do seu valor medicinal, estão diminuindo drasticamente devido ao forte extrativismo exercido de forma desordenada (BORGES FILHO e FELFILI, 2003).

Os padrões de distribuição geográfica do gênero *Stryphnodendron*, podem ser agrupados em táxons amazônicos com cerca de 58% das espécies e táxons extra-amazônicos, concentrados principalmente em áreas de Cerrado, com aproximadamente 42%, sendo a espécie *S. pulcherrimum*, uma das três espécies que apresentam distribuição disjunta com base nos padrões de distribuição principais (SCALON, 2007).

3.1.1. A espécie *Stryphnodendron pulcherrimum*

Apesar da importância do gênero, muitas espécies com potencial econômico, valor medicinal e ecológico ainda são pouco estudadas, como é o caso da espécie *S. pulcherrimum*.

S. pulcherrimum é considerada uma espécie de hábito arbóreo de grande porte, apresentando disjunção entre áreas de mata tropical úmida e estados do Nordeste brasileiro, com centro de ocorrência na Amazônia (maior área de distribuição da espécie) e Mata Atlântica, região que corresponde a costa atlântica da região nordeste brasileira, com indivíduos atingindo aproximadamente cerca de 20 m de altura (SCALON, 2007).

Considerada uma árvore pioneira *S. pulcherrimum* é encontrada nas matas pluviais da região Amazônica e em áreas de Mata Atlântica do Sul da Bahia, sendo exclusiva de mata pluvial de terra firme, onde pode apresentar alta frequência (LORENZI, 2002).

A espécie *S. pulcherrimum* apresenta uma variedade de nomes populares tais como, barbatimão, paricazinho, faveira-camuzé ou paricarana, jubarbatimão, juerana-branca e paricá (OCCHIONI, 1990; SILVA et al., 2015). *S. pulcherrimum* tem sido muito estudada no combate a patologias orais, por apresentar taninos, como a principal classe de compostos secundários e está taxonomicamente relacionada a uma planta medicinal também conhecida no Brasil como Barbatimão (CASTILHO, 2013)

S. pulcherrimum está listada como a espécie medicinal de maior valor de uso entre comunidades quilombolas, sendo sua casca utilizada no combate a inflamações, cortes, feridas e contusões (BELTRESCHI, 2019). Em pesquisas sobre plantas medicinais, constantemente é configurada como a mais importante para essas comunidades, com uso no combate à inflamação (ALMEIDA et al., 2012). Sendo verificado valores de importância relativamente altos nessas comunidades (BRITO; LUCENA; CRUZ, 2015; SILVA et al., 2012). É considerada uma importante fonte de taninos e produtora de resinas vermelhas, assim como outras espécies também do mesmo gênero (OCCHIONI-MARTINS, 1981).

Extratos da parte aérea da espécie *S. pulcherrimum*, apresentaram atividade bactericida, inibindo em algum grau o crescimento da bactéria *Enterococcus faecalis*, uma bactéria que está conexas a diversas patologias, uma vez que colonizam o trato intestinal e genito-urinário, além de estarem relacionadas às endocardites infecciosas, sendo de profundo interesse para a área da saúde (CASTILHO, 2013).

É uma espécie que apesar de não estar listada entre as plantas exemplares em risco de extinção (MARTINELLI e MORAES, 2013), merece especial atenção devido aos seus meios de exploração, por ser a casca a parte mais explorada pelos extrativistas, e uma vez retirada indevidamente, pode danificar sua estrutura, levando à morte da planta e assim reduzindo sua densidade populacional (BORGES FILHO e FELFILI, 2003).

Considerando sua importância e vulnerabilidade, o estudo sobre sua distribuição geográfica e comportamento frente às mudanças climáticas, tornam-se de fundamental importância a fim de projetar estratégias de conservação nos ambientes de ocorrência da espécie.

4. Distribuição natural de espécies

A distribuição natural das espécies ocorre a partir do seu centro de origem. O centro de origem de uma espécie é o local onde há grande diversidade de determinadas espécies, caracterizado pelo acúmulo de alelos dominantes, enquanto nas periferias do centro de origem, ocorre o acúmulo de alelos recessivos (VAVILOV, 1962).

A diversidade genética é importante para adaptação e sobrevivência das espécies (BURLE, 2019). Os centros de diversidade são fontes de variabilidade genética que podem ser classificados em centro de diversidade primária e centro de diversidade secundária (BURLE, 2019; VAVILOV, 1962). O centro de diversidade primária é onde se encontram a maior diversidade de espécies, enquanto o centro de diversidade secundária surgiu de tipos que migraram do centro primário (BURLE, 2019; VAVILOV, 1962).

A perda da variabilidade genética das espécies vegetais dos centros de origem e/ou dos centros de diversidade tem ocorrido devido principalmente ao desmatamento, sendo também afetada pelas mudanças climáticas. A abordagem precisa ser discutida, uma vez que de acordo com World Meteorological Organization (2020), os últimos cinco anos foram considerados os mais quentes da história. Além da temperatura, níveis e concentrações de gases, nível médio do mar, acidificação do oceano, entre outros fatores ambientais, afetam de modo direto e severo as espécies vegetais, tornando-as mais suscetíveis à extinção, pois são reguladores da distribuição natural dessas espécies (MCKENNEY e PEDLAR, 2003; WANG et al., 2016).

Por meio de inúmeros algoritmos é possível obter resultados geográficos que indiquem aproximadamente as áreas de distribuição da espécie (FRANKLIN e MILLER, 2009), assim os nichos ecológicos se manifestam em espaços ambientais que compreendam conjuntos de variáveis abióticas que irão moldar a potencial ocorrência da determinada espécie (SOBERÓN e PETERSON, 2005), ou seja, as condições ambientais que sejam adequadas a uma espécie determinarão o nicho ideal para desenvolvimento da mesma (HUTCHINSON, 1957).

Dessa forma, é necessário que se tenha conhecimento do possível comportamento e distribuição dessas espécies ao longo dos anos, para que se entenda o seu processo adaptativo e até mesmo evolutivo, para que assim possa ser conservada e preservada evitando sua possível extinção (ISABEL et al., 2020). Com base nisso, é necessário que se tenha conhecimento dos locais que apresentam potencial para a ocorrência e distribuição de espécies vegetais, dentre elas, as arbóreas (ISABEL et al., 2020), desta forma, muitas espécies arbóreas têm-se tornado alvo de constantes estudos, especialmente devido à importância que as mesmas apresentam quanto ao reflorestamento de áreas, propriedades entofarmacológicas, dentre outras, como é o caso de espécies do gênero *Stryphnodendron* que apresentam alta importância econômica e social (SOUZA-MOREIRA; QUEIROZ-FERNANDES e PIETRO, 2018).

Devido ao fato de as espécies prosperarem dentro de faixas definidas de condições ambientais, surgiu dentro da ecologia a teoria de nicho ecológico de uma espécie ou população (CHASE e LEIBOLD, 2003). Este foi definido por Grinnell (1917), como o conjunto de condições ambientais dentro das quais uma espécie pode persistir. O estudo de nicho e o uso de modelos genéticos e populacional são aplicados ao estudo de distribuição geográfica das espécies e diversidade das populações naturais, visando a conservação genética (SOUSA et al., 2020).

Alterações ambientais ocasionadas por fatores antropogênicos, como a perda e fragmentação de habitats e as mudanças climáticas, são exemplos de consequências diretas sobre a distribuição das espécies (GIANNINI et al., 2012). A possibilidade de fazer predições com maior acurácia da ocorrência de qualquer espécie brasileira tornou-se possível graças aos avanços dos modelos computacionais, as ferramentas disponíveis para a modelagem de nicho ecológico, a disponibilidade de dados secundários de presença da espécie de acesso livre e gratuito, bem como de dados de clima e de modelos numéricos, como os de terreno (WREGG et al., 2017).

A modelagem preditiva é definida segundo alguns autores como modelagem de distribuição (AUSTIN, 2002), ou modelagem de nicho ecológico (AUSTIN, 1992; SOBERÓN e PETERSON, 2005). As projeções de consenso, segundo Wang et al. (2016), fornecem uma base sólida que permite a avaliação dos impactos das mudanças climáticas sobre as espécies e o estabelecimento de estratégias de adaptação para os recursos florestais em ambientes sob constantes mudanças.

5. Elementos traço

A expressão elementos traço, referem-se a elementos químicos que são encontrados em concentrações relativamente baixas no solo, exceto ferro (Fe) e manganês (Mn), (geralmente apresentam teores relativamente altos) (VATANSEVER; OZYIGIT; FILIZ, et al., 2017).

A essencialidade de alguns desses elementos traços têm sido relatada na nutrição de plantas com funções metabólicas essenciais, como por exemplo, boro (B), cloro (Cl), cobre (Cu) ferro (Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo), níquel (Ni) e zinco (Zn), os quais são chamados micronutrientes por serem exigidos pelas plantas em concentrações mais baixas (≤ 100 mg/kg/seco peso) (VATANSEVER; OZYIGIT; FILIZ, et al., 2017).

Alguns elementos não apresentam qualquer função biológica para as plantas e podem interferir negativamente no seu crescimento e desenvolvimento, quando encontrados em concentrações elevadas no solo, como Zr, Sb, As, Pb, Hg e Cd (ANTONIADIS et al., 2019). Em face disso, é necessário entender a biodisponibilidade desses elementos no solo, principalmente na rizosfera (interface raiz-solo), região onde ocorre a absorção ou exclusão do elemento, sua transferência solo-plantas e compartimentação relativa de oligoelementos nos diferentes órgãos da planta.

A absorção ou exclusão de elementos traço está altamente relacionado aos mecanismos de defesa específicos da espécie, que são desenvolvidos quando as plantas são expostas ao estresse por elementos traço (ANTONIADIS et al., 2017). Quando presentes em altas concentrações no solo, esses elementos tornam-se potencialmente tóxicos aos organismos e meio ambiente (ANTONIADIS et al., 2019).

A presença dos elementos químicos no solo é derivada de processos geogênicos e ações antrópicas (LIU et al., 2018; BOLAN et al., 2014; RINKLEBE et al., 2019). Entre os processos geoquímicos, cita-se a mineralização, lixiviação, erosão, atividade vulcânica, entre outros (ALI; KHAN; SAJAD, 2013) e os antropogênicos, a mineração, fundição, galvanoplastia, uso de pesticidas e fertilizantes fosfatados, bem como biossólidos na agricultura, despejo de lodo, deposição atmosférica, descarte de resíduos domésticos e industriais (YADAV et al., 2018; TAUQEER et al., 2016).

A principal causa de acúmulo dos elementos químicos no solo ocorre em decorrência de atividades industriais, como o descarte irregular dos resíduos industriais e domésticos no ambiente e atividades de mineração e agrícola (ANTONIADIS et al., 2019). Essas atividades são responsáveis por liberar esses elementos nos ecossistemas e

tendem a alterar o nível natural, equilíbrio bioquímico e o ciclo geoquímico do elemento traço no solo (ANTONIADIS et al., 2019) (YADAV et al., 2018; YADAV et al., 2017a; YADAV et al., 2017b; GUPTA; YADAV; KUMAR, 2015.).

Em decorrência das atividades antrópicas, estima-se que mais de 100 milhões de hectares ao redor do mundo possuam solos contaminados com elementos potencialmente tóxicos que afetam direta e indiretamente o estabelecimento e crescimento das plantas e estes permanecem desprovidos de vegetação por longos períodos (LÈBRE et al., 2017).

Os solos de ecossistemas florestais e os poluentes podem afetar diretamente as plantas, alterar negativamente o ecossistema e interferir em processos relacionados à ciclagem de nutrientes (SHAHID, 2021). Induz ao estresse hídrico em algumas plantas, reduzindo a taxa de transpiração, condutância estomática e conteúdo de água nas folhas, consequentemente há uma redução na atividade fotossintética por danos aos cloroplastos e redução da atividade celular (SAIFULLAH et al., 2014).

Aa contaminação por elementos traço potencialmente tóxicos, têm sido evidentes tanto em países desenvolvidos quanto os que estão em desenvolvimento (SHAHID et al., 2021), o que leva a uma exposição maior dos elementos nos ecossistemas. A exposição dos elementos traço a níveis acima do limiar, provoca inúmeros efeitos tóxicos que afetam o metabolismo, morfologia, estrutura e fisiologia de plantas, animais e humanos (XIE et al., 2020; ESPÍN et al., 2020; SÁNCHEZ-VIROSTA et al., 2020; ANWAR et al., 2020).

Diversas práticas têm sido adotadas para remediar áreas contaminadas por elementos traços, como por exemplo a imobilização do metal no solo, lavagem do solo e fitorremediação (TAUQEER et al., 2016; WUANA e OKIEIMEN, 2011). É considerada uma técnica inovadora, econômica, eficiente, movida a energia solar, aplicável *in situ*, ambiental e ecológica (SAIER e TREVORS, 2010; KALVE et al., 2011; SARMA, 2011; SINGH e PRASAD, 2011; VITHANAGE et al., 2012). Isso porque, a camada superficial do solo é conservada, pois as plantas conseguem lidar com os metais sem afetá-la, conservando desta forma a fertilidade e utilidade do solo (MENCH et al., 2009). Para avançar nos estudos com elementos traços é necessário realizar a quantificação deles com boa precisão.

5.1. Técnicas analíticas para a determinação de elementos traço

Diversos métodos são utilizados para quantificar elementos traços. Atualmente os métodos de análise de fluorescência de raios-X tem sido muito empregado na análise desses elementos no solo e em plantas. Como por exemplo, os métodos de análise de

fluorescência de raios-X dispersiva de energia convencional (EDXRF) (MANHAS; VERBI; PEREIRA; et al., 2006; RAJAPAKSHA et al., 2017; SAHIN et al., 1991; SALVADOR et al., 2002), fluorescência de raios-X dispersiva de comprimento de onda (WDXRF) (ERCISLI et al., 2009; LLABRÉS et al., 2005; SHALTOUT et al., 2012) e fluorescência de raios-X de reflexão total (TXRF) (DALIPI et al., 2018; MARGUÍ E VOUTCHKOV, 2018; WINKLER et al., 2020; XIE et al., 1998).

A espectrometria de fluorescência de raios-X é considerada uma técnica não destrutiva que identifica os elementos presentes em vários tipos de amostras (MALTSEV et al., 2021). Uma fonte de radiação de energia elevada, podendo ser radiação gama ou raios-X, provoca a excitação dos átomos da amostra a ser analisada (PASHKHOVA et al., 2020). Possui objetivos agroindustrial, geológico e ambiental, por meio de análise qualitativa e ou quantitativa, estabelecendo a concentração do elemento presente na amostra (MALTSEV et al., 2021).

As capacidades analíticas do método de fluorescência de raios X de reflexão total (TXRF) foi utilizado por ser mais vantajoso na insignificância dos efeitos da matriz devido à geometria de reflexão externa total, pois são utilizadas quantidades muito pequenas das amostras ($< 10 \mu\text{l}$ de amostras líquidas e evaporados ou $< 10 \mu\text{g}$ de amostras sólidas), formando um fino filme, com isso, não há necessidade de correção do efeito matriz e em análises quantitativas pode-se utilizar regressão linear simples entre as intensidades dos raios-X e as concentrações dos elementos presentes nas amostras (KLOCKENKÄMPER e VON BOHLEN, 2015).

Nesse método a utilização de padrão interno é uma vantagem competitiva pela facilidade de uso para quantificar dados, quando comparados a outros métodos, sendo alcançado quando as condições de camada fina forem satisfeitas para as amostras, com espessura $\leq 4 \mu\text{m}$ para materiais biológicos (KLOCKENKÄMPER e VON BOHLEN, 2015).

6. Fitorremediação de ambientes contaminados

O avanço das indústrias em meio a sociedade trouxe consigo algumas consequências, dentre elas, a contaminação do meio ambiente com quantidades elevadas de elementos traço (SUCCURO et al., 2009). Por exemplo, o solo e água têm sido contaminados de modo difuso devido a introdução descontrolada destes elementos traços e metalóides (KIDD et al., 2009), por meio de atividades antropogênicas, como práticas agrícolas, mineração, fundição, atividades industriais de modo geral, entre outros.

(ALLOWAY, 1995, ADRIANO, 2001, KIDD et al., 2009; SHARMA e PANDEY, 2014; TAUQEER et al., 2016). Algumas fontes naturais como erupção vulcânica, também podem contribuir com esta contaminação (SHARMA e PANDEY, 2014).

A contaminação de solos agrícolas por chumbo (Pb), cobre (Cu) e outros metalóides têm sido constantemente citados na literatura (ADRESS et al., 2015a; SANTOYO-MARTÍNEZ et al., 2020), como fatores que têm causado a diminuição do crescimento de plantas, pois o aparato fotossintético das plantas e os seus pigmentos são os principais alvos destes elementos. Além disso, têm causado ameaças à saúde humana por meio da cadeia alimentar (ALI et al., 2015a; KELLER et al., 2015; HABIBA et al., 2015).

Ao longo dos anos, as taxas de contaminação têm aumentado devido ao crescimento de indústrias em cidades e à interferência do homem no meio (KIDD et al., 2009). Desse modo, pesquisadores e outros interessados vêm buscando encontrar meios para remover tais contaminantes, já que a proteção e recuperação do solo tem sido considerado um objetivo prioritário. Assim diversas práticas têm sido empregadas para remediar os solos contaminados, dentre elas: a imobilização dos elementos traços no solo, lavagem do solo e a fitorremediação (WUANA e OKIEIMEN, 2011).

A fitorremediação, por sua vez, é uma tecnologia recente, inovadora, considerada um dos melhores métodos de remoção de contaminantes do solo (EHSAN et al., 2014; KAMRAN et al., 2014; AMNA et al., 2015). Esta técnica consiste no uso de espécies vegetais e microrganismos do solo associados para reduzir ou remover as concentrações e efeitos tóxicos dos contaminantes no ambiente (TIAN et al., 2007; AMAYA-CHAVEZ et al., 2006; SUCCURO et al., 2009; GREIPSSON, 2011; ALI et al., 2013). É econômica, eficiente, possui viabilidade ambiental e ecológica, aplicável *in situ*, movida a energia solar e com boa aceitação pública (CLEMENS, 2001; SURESH e RAVISHANKAR, 2004; LEDUC e TERRY, 2005; CHEHREGANI e MALAYERI, 2007; ODJEGBA e FASIDI, 2007; TURAN e ESRINGU, 2007; LONE et al., 2008; KAWAHIGASHI, 2009; SAIER e TREVORS, 2010; KALVE et al., 2011; SARMA, 2011; SINGH e PRASAD, 2011; VITHANAGE et al., 2012).

Dentro da fitorremediação, existem quatro tecnologias: fitoestabilização e fitodegradação que são classificadas com base na contenção de metais. E fitofiltração e fitoextração, que consistem na extração de metais (PADMAVATHIAMMA e LI, 2007; SUCCURO et al., 2009). A fitoestabilização consiste no uso do sistema radicular da planta a fim de estabilizar o solo contaminado por metais, evitando desse modo a

propagação do elemento. Na fitodegradação, a planta é utilizada para converter os contaminantes tóxicos em formas menos tóxicas. Já para a limpeza de ambientes aquáticos, faz-se uso da técnica de rizofiltração. Por fim, tem-se a fitoextração, técnica em que se utiliza a planta para retirar os metais do solo e translocá-los para os tecidos acima do solo. Contudo, para que uma planta seja considerada candidata a fitorremediadora, ela deve atender a alguns requisitos, dentre eles, deve ser tolerante às condições ambientais do local contaminado, apresentar traços de crescimento rápido, produzir quantidades suficientes de biomassa no tecido colhido, sistema radicular exuberante e hiper acúmulo de contaminantes alvo (YANG et al., 2005). Várias espécies vegetais foram utilizadas como plantas fitorremediadoras de solos contaminados (RAZIUDDIN et al., 2011; KAMRAN et al., 2014) e o uso destas espécies, principalmente de plantas locais, é bastante significativo pois elas podem sobreviver nas condições ambientais da área em comparação com espécies de fora (KAMRAN et al., 2014). Este é um dos fatores que torna interessante e indispensável o estudo de plantas nativas da Amazônia como espécies fitorremediadoras, como a *S. pulcherrimum*, uma vez que o distrito industrial e a zona franca de Manaus expandem sua produção gradualmente e contribuem com a contaminação de solos e água.

Além do que ao se utilizar técnicas de fitorremediação, a perturbação ambiental é consideravelmente reduzida, a fertilidade do solo é mantida e os resíduos secundários transportados pelo ar e pela água são minimizados (SUCCURO et al., 2009), ou seja, uma técnica que será facilmente aceita, especialmente no bioma da Amazônia, o qual já sofre com um solo pobre, intemperismo e alta influência da indústria.

7. Conservação de espécies florestais

Os recursos genéticos podem ser conservados de duas formas: conservação *ex situ* e conservação *in situ*. A conservação *ex situ*, envolve a conservação de espécies fora do seu ambiente natural (ZAIR et al., 2021). Por outro lado, a conservação *in situ* refere-se à conservação dos materiais genéticos vegetais em sua própria localização de origem, podendo ser realizada em áreas protegidas (ZAIR et al., 2021). A decisão de conservar uma espécie *in situ* ou *ex situ* depende das particularidades da espécie, de recursos financeiros e ambientais. Dessa forma, a conservação *ex situ* tem sido priorizada, em geral, para espécies vegetais de interesse agrônômico com risco de vulnerabilidade genética ligado aos monocultivos. Os objetivos da conservação *in situ* são principalmente a proteção e restauração das populações de espécies e seus habitats, além da melhoria dos

serviços ecossistêmicos (WEI; JUNSHENG, 2021). Espécies estão sendo ameaçadas em seu habitat natural em decorrência das mudanças climáticas e atividades antrópicas (ZAIR et al., 2021; WEI; JUNSHENG, 2021).

8. REFERÊNCIAS

- ADREES, M.; ALI, S.; RIZWAN, M. et al. (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, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869-881.
- ALI, S.; CHAUDHARY, A.; RIZWAN, M. et al. (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.
- ALLOWAY, B. J. (1995). **The origin of heavy metals in soils**. In **Heavy Metals in Soils**, 2nd ed., pp. 38–57. Blackie Academic and Professional, New York.
- ALMEIDA, C. F. C. B. R.; RAMOS, M. A.; SILVA, R. R.V. et al. (2012). Intracultural variation in the knowledge of medicinal plants in an urban–rural community in the Atlantic Forest from northeastern Brazil. **Evidence Based Complementary and Alternative Medicine**, 2012, 1–15.
- ALRESHIDI, M.; NOUMI, E.; BOUSLAMA, L.; CEYLAN, O.; VEETIL, V.N.; ADNAN, M.; DANCIU, C.; ELKAHOUI, S.; BADRAOUI, R.; AL-MOTAIR, K. A.; PATEL, M.; DE FEO, V.; SNOUSSI, M. (2020). Phytochemical Screening, Antibacterial, Antifungal, Antiviral, Cytotoxic, and Anti-Quorum-Sensing Properties of *Teucrium polium* L. Aerial Parts Methanolic Extract. **Plants** 9, 1418.
- AMAYA-CHAVEZ, A.; MARTINEZ-TABCHE, L.; LOPEZ-LOPEZ, E.; GALAR-MARTINEZ, M. (2006). Methyl parathion toxicity to and removal efficiency by *Typha latifolia* in water and artificial sediments. **Chemosphere**, v.63, p.1124–1129.
- AMNA, ALI, N.; MASOOD, S.; MUKHTAR, T.; KAMRAN, M.A.; RAFIQUE, M.; MUNIS, M.F.H.; CHAUDHARY, H.J. (2015). Differential effects of cádmium and chromium on growth, photosynthetic activity, and metal uptake of *Linum usitatissimum* in association with *Glomus* intraradices. **Environ. Monit. Assess.** 187,1–11.
- ANDRADE, C. M. S; SALMAN, A. K.; OLIVEIRA, T. K. (2012). *Guia arbopasto: manual de identificação e seleção de espécies arbóreas para sistemas silvipastoris*. Brasília: Embrapa, 345p.
- ANTONIADIS, V. et al. (2019). A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: Are they protective concerning health risk assessment? - A review. **Environment international**, v. 127, p. 819-847.
- 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.** 171, 621–645.

- ANTTILA, A.K.; PIRTTILA, A.M.; HAˆGGMAN, H.; HARJU, A.; VENAˆLAˆINEN, M.; HAAPALA, A.; HOLMBOM, B.; JULKUNEN-TIITTO, R. (2013). Condensed conifer tannins as antifungal agents in liquid culture. **Holzforschung** 67, 825–832.
- ANWAR, H.; SHAHID, M.; NATASHA, N.; NIAZI, N.K.; KHALID, S.; TARIQ, T.Z.; AHMAD, S.; NADEEM, M.; ABBAS, G. (2020). Risk assessment of potentially toxic metal(loid)s in *Vigna radiata* L. under wastewater and freshwater irrigation. **Chemosphere**, 129124.
- ASATI, A.; PICHHODE, M.; NIKHIL, K. Effect of heavy metals on plants: an overview. (2016). **International Journal of Application or Innovation in Engineering & Management**, v. 5, n. 3, p. 56-66.
- AUDI, E.A.; TOLEDO, D.P.; PERES, P.G.; KIMURA, E.; PEREIRA, W.K.V.; MELLO, J.C.P. de; NAKAMURA, C.V.; ALVES-DO-PRADO, W.; CUMAN, R.K. e BERSANI-AMADO, C.A. (1999). Gastric antiulcerogenic effects of *Stryphnodendron adstringens* in rats. **Pytotherapy research**. 13: 264-266.
- AUSTIN, M.P. (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. **Ecological Modelling** 157: 101-18.
- AUSTIN, M.P. (1992). Modelling the environmental niche of plants: implications for plant community response to elevated CO₂ levels. **Australian Journal of Botany** 40: 615-30.
- BELTRESCHI, L.; LIMA, R.B. de; CRUZ, D.D. da; (2019). Traditional botanical knowledge of medicinal plants in a “quilombola” community in the Atlantic Forest of northeastern Brazil. **Environ Dev Sustain** 21:1185–1203.
- BOLAN, N. 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.
- BORGES FILHO, H. C., e FELFILI, J. M. (2003). Avaliação dos níveis de extrativismo da casca de barbatimão (*Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville) no Distrito Federal, Brasil. **Árvore**, 27(5): 735–745.
- BRITO, M. F. M., LUCENA, R. F. P., & CRUZ, D. D. (2015). Conhecimento etnobotânico local sobre plantas medicinais: uma avaliação de índices quantitativos. **Interciência**, 40(3), 156–164.
- BURLE, M. L. (2019). Conservação de recursos genéticos vegetais na Embrapa—histórico e perspectivas futuras. *Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia-Comunicado Técnico (INFOTECA-E)*.
- CARVALHO, R.S.; CAROLLO, C.A.; DE MAGALHAˆES, J.C.; PALUMBO, J.M.C.; BOARETTO, A.G.; NUNES E SAˆ, I.C.; FERRAZ, A.C.; LIMA, W.G.; DE SIQUEIRA, J.M.; FERREIRA, J.M.S. (2018). Antibacterial and antifungal activities of phenolic compound-enriched ethyl acetate fraction from *Cochlospermum regium* (mart. Et. Schr.) Pilger roots: Mechanisms of action and synergism with tannin and gallic acid. **South African J. Bot.** 114, 181–187.
- CASTILHO, A. L. de; SARACENI, C. H. C.; DÍAZ, I. E. C.; PACIENCIA, M. L. B.; SUFFREDINI, I. B. (2013). New trends in dentistry: plant extracts against *Enterococcus faecalis*. The efficacy compared to chlorhexidine. **Braz Oral Res.**, (São Paulo) 27(2):109-15.

- CHASE, J.M. & LEIBOLD, M.A. (2003) *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*. The University of Chicago Press, Chicago, IL, USA.
- CHEHREGANI, A.; MALAYERI, B.E. (2007). Removal of heavy metals by native accumulator plants. **Int. J. Agri. Biol.** v. 9, p. 462–465.
- CLEMENS, S., (2001). Developing tools for phytoremediation: towards a molecular understanding of plant metal tolerance and accumulation. **Int. J. Occup. Med. Environ. Health**, v.14, p. 235–239.
- DALIPI, R.; BORGESE, L.; TSUJI, K.; BONTEMPI, E.; & DEPERO, L. E. (2018). Elemental analysis of teas, herbs and their infusions by means of total reflection X-ray fluorescence. **Journal of Food Composition and Analysis**, 67, 128–134. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2018.01.010>
- DAVIS, M.B.; SHAW, R.G. (2001). Range shifts and adaptive responses to quaternary climate change. **Science** 292, 673–679.
- EHSAN, S.; ALI, S.; NOUREEN, S.; MAHMOOD, K.; FARID, M.; ISHAQUE, W.; SHAKOOR, M.B.; RIZWAN, M.; (2014). Citric acid assisted phytoremediation of cadmium by *Brassica napus* L. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** 106, 164–172.
- ERCISLI, S.; DEMIR, F.; BUDAK, G.; & KARABULUT, A. (2009). Determination of elemental variations in tea leaves (*Camellia sinensis* L) in different harvest time by WDXRF spectrometry. **Asian Journal of Chemistry**, 21(2), 1313–1317.
- ESPÍN, S.; S'ANCHEZ-VIROSTA, P.; ZAMORA-MARÍN, J.M.; LE'ON-ORTEGA, M.; JIM'ENEZ, P.; ZAMORA-L'OPEZ, A.; CAMARERO, P.R.; MATEO, R.; EEVA, T.; GARCÍA-FERN'ANDEZ, A.J. (2020). Physiological effects of toxic elements on a wild nightjar species. **Environ. Pollut.** 263, 114568.
- ESQUIVEL-MUELBERT, A., BAKER, T.R., DEXTER, K.G., et al., (2019). Compositional response of Amazon forests to climate change. **Glob. Chang. Biol.** 25, 39–56.
- FAGUNDES, C.; VOGT, R.; SOUZA, R. DE.; PAULO, M. DE. (2018). Vulnerability of turtles to deforestation in the Brazilian Amazon: indicating priority areas for conservation. **Biol Conserv** 226:300–310.
- FRANKLIN, J.; MILLER, J. A. (2009). **Mapping species distributions: Spatial inference and prediction**. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- FUCHS, R., ALEXANDER, P., BROWN, C., COSSAR, F., HENRY, R.C., ROUNSEVELL, M. (2019). Why the US-China trade war spells disaster for the Amazon. **Nature**, 567, 451–454.
- GIANNINI, T.C.; SIQUEIRA, M.F.; ACOSTA, A.L.; BARRETO, F.C.C.; SARAIVA, A.M.; & SANTOS, I.A. dos. (2012). Artigo de Revisão / Review Paper Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia** 63(3): 733-749.
- GOMES, W.; P. et al. (2021a). Chemical composition and antibacterial action of *Stryphnodendron pulcherrimum* bark extract, “barbatimão” species: Evaluation of its use as a topical agent. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 14, n. 6, p. 103183.

- GOMES, P. et al. (2021b). Feature-Based Molecular Network-Guided Dereplication of Natural Bioactive Products from Leaves of *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr. **Metabolites**, v. 11, n. 5, p. 281.
- GREIPSSON, S. (2011). Phytoremediation. **Nat. Educ. Knowl.** 2, 7.
- GRINNELL, J. (1917). Field tests of theories concerning distributional control. **The American Naturalist**, 51(602), 115–128.
- GUIMARÃES, R. R. P. (2015). *Avaliação da Qualidade nutritiva da biomassa foliar de leguminosas nativas selecionadas para adubação verde em agrossistemas da Amazônia*. Manaus: INPA. 103p, Dissertação de Mestrado.
- GUPTA, N.; YADAV, K.K.; KUMAR, V. (2015). A review on current status of municipal solid waste management in India. **J. Environ. Sci.** 37, 206–217.
- 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.** 22, 1534–1544.
- HARA et al. (2021). Efeito de diferentes níveis de luminosidade no crescimento inicial de faveira camuzé (*Stryphnodendron pulcherrimum*). **Scientia Amazonia**, v. 9, n. 1.
- HENRIQUES, B.O.; CORREˆA, O.; AZEVEDO, E.P.C.; PAˆ DUA, R.M.; OLIVEIRA, V.L.S.D.; OLIVEIRA, T.H.C.; BOFF, D.; DIAS, A.C.F.; SOUZA, D.G.D.; AMARAL, F.A.; TEIXEIRA, M.M.; CASTILHO, R.O.; BRAGA, F.C. (2016). In Vitro TNF- α Inhibitory Activity of Brazilian Plants and Anti- Inflammatory Effect of *Stryphnodendron adstringens* in an Acute Arthritis Model. **Evidence-based Complement. Altern. Med.**
- HUTCHINSON, G.E. (1957). **Concluding remarks**. Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology 22: 415-457.
- IACOBAN, C. et al. (2019). Tarnita polluted area: accumulation of heavy metals and nutrients from the soil by woody species. **Rev Chim Bucharest**, v. 70, p. 753-758.
- ISABEL, N.; HOLLIDAY, J.A.; AITKEN, S.N. (2020). Forest genomics: Advancing climate adaptation, forest health, productivity, and conservation. **Evolutionary Applications**, v. 13, n.1, p.3-10.
- KALVE, S.; SARANGI, B.K.; PANDEY, R.A.; CHAKRABARTI, T. (2011). Arsenic and chromium hyperaccumulation by an ecotype of *Pteris vittata*-prospective for phytoextraction from contaminated water and soil. **Curr. Sci.** 100, 888–894.
- KAMRAN, M.A.; MUFTI, R.; MUBARIZ, N.; SYED, J.H.; BANO, A.; JAVED, M.T.; CHAUDHARY, H.J. (2014). The potential of the flora from diferente regions of Pakistan in phytoremediation: a review. **Environ. Sci. Pollut. Res.** 21,801–812.
- KAWAHIGASHI, H. (2009). Transgenic plants for phytoremediation of herbicides. **Curr. Opin. Biotechnol**, v.20, p. 225–230.

- KELLER, C.; RIZWAN, M.; DAVIDIAN, J.C. et al. (2015). Effect of silicon on wheat seedlings (*Triticum turgidum* L.) grown in hydroponics and exposed to 0 to 30 μ M Cu. **Planta**, v.241, p.847–860.
- KHALID, Sana et al. (2017). A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 182, p. 247-268.
- KIDD, Petra et al. (2009). Trace element behaviour at the root–soil interface: implications in phytoremediation. **Environmental and Experimental Botany**, v. 67, n. 1, p. 243-259.
- KLOCKENKÄMPER, REINHOLD, & VON BOHLEN, A. (2015). **Total-Reflection X-Ray Fluorescence Analysis and Related Methods. Total-Reflection X-Ray Fluorescence Analysis and Related Methods: Second Edition.**
- LÈBRE, É.; CORDER, G.D.; GOLEV, A. (2017). Sustainable practices in the management of mining waste: A focus on the mineral resource. **Miner. Eng.** 107, 34–42.
- LEDUC, D.L.; TERRY, N. (2005). Phytoremediation of toxic trace elements in soil and water. **J. Ind. Microbiol. Biotechnol.** v.32, p.514–520.
- LIMA, J.C.S.; MARTINS, D.T.O.; SOUZA, P.T. Jr. de. (1998). Experimental evaluation of stem bark of *Strypnodendron adstringens* (Mart.) Coville for aintiinflammatory activity. **Phytotherapy Research**, 12: 218-220.
- LIU, G.; WANG, J.; LIU, X.; LIU, X.; LI, X.; REN, Y.; WANG, J.; DONG, L. (2018). Partitioning and geochemical fractions of heavy metals from geogenic and anthropogenic sources in various soil particle size fractions. **Geoderma** 312, 104–113.
- LLABR'ES, J.M.; Marques, A.F.; QUERALT, I.; OVEJERO, M.; & CARVALHO, M.L. (2005). Quantitative determination of essential and trace element content of medicinal plants and their infusions by XRF and ICP techniques. **X-Ray Spectrometry**, 34(3), 213–217.
- LONE, M.I.; HE, Z.; STOFFELLA, P.J.; YANG, X. (2008). Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water progresses and perspectives. **J. Zhejiang Univ. – Sci. B**, v. 9, p. 210–220.
- LORENZI, H. (2002). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivos de plantas arbóreas do Brasil*. 2 ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, v. 2: 384.
- MALTSEV, A.S. et al. (2021). Features of sample preparation techniques in the total-reflection X-ray fluorescence analysis of tea leaves. **Food Chemistry**, v. 343, p. 128502.
- MANHAS VERBI PEREIRA, F.; RODRIGUES PEREIRA-FILHO, E.; & MARETTI SILVEIRA BUENO, M.I. (2006). Development of a methodology for calcium, iron, potassium, magnesium, manganese, and zinc quantification in teas using x-ray spectroscopy and multivariate calibration. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, 54(16), 5723–5730.
- MARGUÍ, E.; & VOUTCHKOV, M. (2018). Multielement Analysis of Tea and Mint Infusions by Total Reflection X-ray Fluorescence Spectrometry. **Food Analytical Methods**, 11(1), 282–291.
- MARTINELLI, G., & MORAES, M. A. (2013). *Livro vermelho da flora do Brasil*. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

- MCKENNEY, D.W.; PEDLAR, J.H. (2003). Spatial models of site index based on climate and soil properties for two boreal tree species in Ontario, Canada. **For. Ecol. Manage.** 175, 497–507.
- MENCH, M.; SCHWITZGUEBEL, J.-P.; SCHROEDER, P.; BERT, V.; GAWRONSKI, S.; GUPTA, S. (2009). Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety. **Environ. Sci. Pollut. Res.** 16, 876–900.
- MONTEIRO, D.; RAMALHO, M. (2010). Abelhas generalistas (Meliponina) e o sucesso reprodutivo de *Stryphnodendron pulcherrimum* (Fabales: Mimosaceae) com florada em massa na Mata Atlântica, BA. **Neotropical Entomology**, v. 39, p. 519-526.
- MORENO-MAYAR, J. Víctor et al. (2018). Dispersões humanas primitivas nas Américas. **Science**, v. 362, n. 6419.
- OCCHIONI, E.M.L. (1990). Considerações taxonômicas no gênero *Stryphnodendron* Mart. (Leguminosa – Mimosoideae) e a distribuição geográfica das espécies. **Acta Bot** 4(2): 153-158.
- OCCHIONI-MARTINS, E.M. (1981). *Stryphnodendron* Mart. (Leguminosae-Mimosoideae) com especial referência aos taxos amazônicos. **Leandra**. 10(11): 3-100.
- ODJEGBA, V.J.; FASIDI, I.O. (2007). Phytoremediation of heavy metals by *Eichhornia crassipes*. **Environmentalist**, v.27, p.349–355.
- PADMAVATHIAMMA, P. K., Li, L. Y. (2007). Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 184. p.105–126.
- PASSOS, V.T.R.; SILVA, H. A. da; COSTA, M. M. da. (2020). Capacidade de dispersão e autoperpetuação de espécies arbóreas cultivadas no Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre. **Scientia Naturalis**, v. 2, n. 2.
- PASHKOVA, G.V. et al. (2020). Total-reflection X-ray fluorescence spectrometry as a tool for the direct elemental analysis of ores: Application to iron, manganese, ferromanganese, nickel-copper sulfide ores and ferromanganese nodules. **Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy**, v. 168, p. 105856.
- QIN, Y., XIAO, X., DONG, J., ZHANG, Y., WU, X., SHIMABUKURO, Y., ARAI, E., BIRADAR, C., WANG, J., ZOU, Z., LIU, F., SHI, Z., DOUGHTY, R., MOORE III, B., (2019). Improved estimates of forest cover and loss in the Brazilian Amazon in 2000–2017. **Nature Sust** 2, 764–772.
- RAJAPAKSHA, D.; WADUGE, V.; PADILLA-ALVAREZ, R.; KALPAGE, M.; RATHNAYAKE, R.M. N.P.; MIGLIORI, A.; ... AMARAKOON, T. (2017). XRF to support food traceability studies: Classification of Sri Lankan tea based on their region of origin. **X-Ray Spectrometry**, 46(4), 220–224.
- RAZIUDDIN, F.; HASSAN, G.; AKMAL, M.; SHAH, S.S.; MOHAMMAD, F.; SHAFI, M.; BAKHT, J.; ZHOU, W. (2011). Effects of cadmium and salinity on growth and photosynthesis parameters of brassica species. **Pak. J. Bot**, v.43, p.333-340.

- REVENKO, A. G.; & SHARYKINA, D.S. (2019). The application of X-ray fluorescence analysis to research the chemical compositions of tea and coffee samples. **AnK**, 23(1), 6–23.
- RINKLEBE, J.; ANTONIADIS, V.; SHAHEEN, S.M.; ROSCHE, O.; ALTERMANN, M. (2019). Health risk assessment of potentially toxic elements in soils along the Central Elbe River, Germany. **Environ. Int.** 126, 76–88.
- S'ANCHEZ-VIROSTA, P.; ESPÍN, S.; RUIZ, S.; PANDA, B.; ILMONEN, P.; SCHULTZ, S.L.; KAROUNA- RENIER, N.; GARCÍA-FERNÁNDEZ, A.J.; EEVA, T. (2020). Arsenic-related oxidative stress in experimentally-dosed wild great tit nestlings. **Environ. Pollut.** 259, 113813.
- SAHIN, Y.; NAS, S.; & GÖKALP, H.Y. (1991). Effect of shooting period, region of growth and processing method on the Fe and Mn content of tea determined by X-ray fluorescence. **International Journal of Food Science & Technology**, 26(5), 485–492.
- SAIER, M.H.; TREVORS, J.T. (2010). Phytoremediation. **Water Air Soil Pollut.** 205, 61–63.
- SAIFULLAH, S.N.; BIBI, S.; AHMAD, M.; OK, Y.S. (2014). Effectiveness of zinc application to minimize cadmium toxicity and accumulation in wheat (*Triticum aestivum* L.). **Environ. Earth Sci.** 71, 1663–1672.
- SALVADOR, M. J.; LOPES, G. N.; NASCIMENTO FILHO, V.F.; & ZUCCHI, O.L.A.D. (2002). Quality control of commercial tea by x-ray fluorescence. **X-Ray Spectrometry**, 31(2), 141–144.
- SANTOS, I. N. L.; LOPES, M. T. G.; VALENTE, M. S. F.; LIMA JÚNIOR, M. J. V.; & FRAXE, T. J. P. (2020). Avaliação genética em sementes de *Stryphnodendron pulcherrimum* sob diferentes níveis de temperatura. **Scientia Forestalis**, 48(125), e3092.
- SANTOYO-MARTÍNEZ, M. et al. (2020). Heavy metal bioaccumulation and morphological changes in *Vachellia campechiana* (Fabaceae) reveal its potential for phytoextraction of Cr, Cu, and Pb in mine tailings. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 10, p. 11260–11276.
- SARMA, H. (2011). Metal hyperaccumulation in plants: a review focusing on phytoremediation technology. **J. Environ. Sci. Technol.** 4, 118–138.
- SCALON, V.R. (2007). Revisão taxonômica do gênero *Stryphnodendron* Mart (Leguminosae-Mimosoideae). *Tese (Doutorado)* – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Botânica. 264 p.
- SCHIERMEIER, Q. (2019). Eat less meat: UN climate-change report calls for change to human diet. **Nature** 572, 291–292.
- SHAHID, Muhammad. (2021). Effect of soil amendments on trace element-mediated oxidative stress in plants: Meta-analysis and mechanistic interpretations. **Journal of Hazardous Materials**, p. 12488.
- SHALTOUT, A.A.; MOHARRAM, M.A.; & MOSTAFA, N.Y. (2012). Wavelength dispersive X-ray fluorescence analysis using fundamental parameter approach of *Catha edulis* and other related plant samples. **Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy**, 67, 74–78.

- SHARMA, P.; PANDEY, S. 2014. Status of phytoremediation in world scenario. **Int. J. Environ. Biorem. Biodegrad**, v.2, p.178-191.
- SILVA, C. A.; TEIXEIRA, A.L.; ROCHA, R. O.; BAPTISTA, A.C.; SILVA, A. A. S. (2015). Effect of temperature and pre-germination treatments on seed germination of juerana branca (*Stryphnodendron pulcherrimum*) Academic Journals: **African Journal of Agricultural Research**, 10(6): 494-498.
- SILVA, D. V.; OLIVEIRA, T. K.; KUSDRA, J. F.; KÖLN, F. T.; LIMA, A. A.; COSTA, K. B. A. (2015). Decomposition of ground biomass of secondary forest and yield of annual crops in no tillage. **Revista Ceres**, v. 62, n. 6, 568-576.
- SILVA, N. C. B., REGIS, A. C. D., ESQUIBEL, M. A., SANTOS, J. E. S., & ALMEIDA, M. Z. (2012). Uso de plantas medicinais na comunidade quilombola da Barra II—Bahia, Brasil. **Boletín Latinoamericano y del Caribe de Plantas Medicinales y Aromáticas**, 11(5), 435–453.
- SINGH, A.; PRASAD, S.M. (2011). Reduction of heavy metal load in food chain: technology assessment. **Rev. Environ. Sci. Biotechnol.** 10, 199–214.
- SOBERÓN, J.; PETERSON, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics**, v. 2, p. 1–10.
- SOUSA, V.A. de; REEVES, P.A.; REILLEY, A.; de AGUIAR, A.V.; STEFENON, V. M. & RICHARDS, C.M. (2020). Genetic diversity and biogeographic determinants of population structure in *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. **Conservation Genetics**, 1-13.
- SOUZA-MOREIRA, T.M.; QUEIROZ-FERNANDES, G.M. & PIETRO, R.C. (2018). *Stryphnodendron* species known as “barbatimão”: a comprehensive report. **Molecules**, 23(4), 910.
- SUCCURO, Jerry S.; MCDONALD, Steven S.; LU, Casey R. (2009). **Phytoremediation: The wave of the future**. In: Recent advances in plant biotechnology. Springer, Boston, MA, p. 119-135.
- SURESH, B., RAVISHANKAR, G.A., (2004). Phytoremediation-A novel and promising approach for environmental clean-up. **Crit. Rev. Biotechnology**, v.24, p.97–124
- TAUQEER, Hafiz Muhammad et al. (2016). Phytoremediation of heavy metals by *Alternanthera bettzickiana*: growth and physiological response. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 126, p. 138-146.
- TIAN, D.; XIANG, W.; YAN, W.; KANG, W.; DENG, X.; FAN, Z. (2007). Biological cycles of mineral elements in a young mixed stand in abandoned mining soils. **Journal of Integrative Plant Biology**, v.49, n.9, p.1284–1293.
- TOURNE, D.C.; BALLESTER, M.V.; JAMES, P.M.; MARTORANO, L.G.; GUEDES, M.C. & THOMAS, E. (2019). Strategies to optimize modeling habitat suitability of *Bertholletia excelsa* in the Pan-Amazonia. **Ecology and evolution**, 9(22), 12623-12638.
- TURAN, M.; ESRINGU, A. (2007). Phytoremediation based on canola (*Brassica napus* L.) and Indian mustard (*Brassica juncea* L.) planted on spiked soil by aliquot amount of Cd, Cu, Pb, and Zn. **Plant Soil Environ.** v. 53, p. 7–15.

- VATANSEVER, R.; OZYIGIT, I.I.; FILIZ, E. (2017). Essential and beneficial trace elements in plants, and their transport in roots: a review. **Applied biochemistry and biotechnology**, v. 181, n. 1, pág. 464-482.
- VAVILOV, N.I. (1926). Studies on the origin of cultivated plants. Leningrad: Institute of Applied Botany and Plant Breeding.
- VITHANAGE, M.; DABROWSKA, B.B.; MUKHERJEE, B.; SANDHI, A.; BHATTACHARYA, P. (2012). Arsenic uptake by plants and possible phytoremediation applications: a brief overview. **Environ. Chem. Lett.** 10, 217–224.
- WANG, T.; WANG, G.; INNES, J.; NITSCHKE, C. & KANG, H. (2016). Climatic niche models and their consensus projections for future climates for four major forest tree species in the Asia-Pacific region. **Forest Ecology and Management**, 360, 357-366.
- WEI, W.; JUNSHENG, LI (2021). Conservação *in situ* da biodiversidade na China: avanços e perspectivas [J]. **Biodiv Sei**, 29 (2): 133-149.
- WINKLER, A.; RAUWOLF, M.; STERBA, J.H.; WOBRAUSCHEK, P.; STRELLI, C.; & TURJANSKAYA, A. (2020). Total reflection X-ray fluorescence analysis of elemental composition of herbal infusions and teas. **Journal of The Science of Food and Agriculture**, 100, 4226–4236.
- WMO, (2020). WMO Statement on the State of the Global Climate in 2019. World Meteorological Organisation (WMO). Disponível em https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=10211 Acesso em 21 de setembro de 2020.
- WOODWARD, F.I.; WILLIAMS, B.G. (1987). Climate and plant-distribution at global and local scales. **Vegetation** 69, 189–197.
- WREGE, M. S.; FRITZSONS, E.; SOARES, M.T.S.; BOGNOLA, I.A.; SOUSA, V.A. DE; SOUSA, L.P. DE; GOMES, J.B.V.; AGUIAR, A.V. DE; GOMES, G.C.; MATOS, M. DE F.S.; SCARANTE, A.G.; FERRER, R.S. (2017). Distribuição natural e habitat da araucária frente às mudanças climáticas globais. **Pesq. flor. bras.**, Colombo, v. 37, n. 91, p. 331-346, jul./set.
- WUANA, R.A.; OKIEIMEN, F.E.; (2011). Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. **ISRN Ecology**, 1–20.
- XIE, J.; JIN, L.; CUI, J.; LUO, X.; LI, J.; ZHANG, G.; LI, X. (2020). Health risk-oriented source apportionment of PM2.5-associated trace metals. **Environ. Pollut.** 262, 114655.
- XIE, M.; VON BOHLEN, A.; KLOCKENKÄMPER, R., JIAN, X., & GÜNTHER, K. (1998). Multielement analysis of Chinese tea (*Camellia sinensis*) by total-reflection X-ray fluorescence. **Zeitschrift Für Lebensmitteluntersuchung Und - Forschung A**, 207(1), 31–38. <https://doi.org/10.1007/s002170050291>.
- YADAV, K. K. et al. (2018). Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: a review on application and future prospects. **Ecological engineering**, v. 120, p. 274-298,

- YADAV, K.K.; GUPTA, N.; KUMAR, V.; SINGH, J.K. (2017a). Bioremediation of heavy metals from contaminated sites using potential species: a review. **Indian J. Environ. Prot.** 37, 65–84.
- YADAV, K.K.; SINGH, J.K.; GUPTA, N.; KUMAR, V. (2017b). A review of nanobioremediation technologies for environmental cleanup: a novel biological approach. *J. Mater. Environ. Sci.* 8, 740–757.
- YANG, X., JIN, X., FENG, Y., ISLAM, E. (2005). Molecular mechanisms and genetic basis of heavy metal tolerance/hyperaccumulation in plants. **Journal of Integrative Plant Biology**, v.47, p.025–1035.
- ZAIR, W. et al. (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.

DIVERSIDADE FENOTÍPICA DE *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr.
POR MEIO DE COMPONENTES INORGÂNICOS EM FRAGMENTO FLORESTAL
PRESERVADO E ÁREA ANTROPIZADA

CAPÍTULO 1: DIVERSIDADE FENOTÍPICA DE *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr. POR MEIO DE COMPONENTES INORGÂNICOS EM FRAGMENTO FLORESTAL PRESERVADO E ÁREA ANTROPIZADA

RESUMO

Em decorrência das atividades antrópicas, milhões de hectares ao redor do mundo possuem seus solos contaminados com elementos potencialmente tóxicos que afetam diretamente no estabelecimento e crescimento das plantas, exceto às mais tolerantes. Espécies nativas que conseguem se estabelecer em ambientes inóspitos e que conseguem estabilizar ou remover metais pesados do solo, tem motivado pesquisas sobre fitorremediação ou fitoestabilização. A espécie *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr. tem sido alvo de constantes pesquisas em estudos de recuperação de áreas por ser considerada uma árvore nativa de alta plasticidade, ocorrendo tanto em ambientes de alta umidade, como é o caso da Amazônia, como de baixa umidade, como o Cerrado. Diante disso, o trabalho teve como objetivo quantificar os elementos traços presentes em amostras de solo rizosférico e tecidos (folhas e raízes) de *S. pulcherrimum* coletados de duas áreas de fitofisionomias diferentes de florestas naturais (área de fragmento florestal, Campus - UFAM, Manaus, AM, Brasil) e área antropizada com a presença de resíduos sólidos, localizada no município de Novo Airão, AM, Brasil), por meio de Fluorescência de Raio-X por dispersão total (TXRF). Foram utilizadas oito amostras de solo, de folhas e de raízes de *S. pulcherrimum*, em cada uma das duas áreas de estudo, totalizando 48 amostras totais no estudo. Os indivíduos de cada área foram agrupados pelo método hierárquico das médias das distancias (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 30 componentes inorgânicos no solo e 29 elementos nos tecidos das plantas, entre esses componentes de nutrientes e elementos potencialmente tóxicos. A análise de UPGMA, de dispersão gráfica dos genótipos analisados via PCA e análises de escalonamento multidimensional para todos os caracteres foram coincidentes para os grupos identificados em relação ao tipo de área estudada, fragmento florestal e área antropizada. As condições analisadas nos solos das áreas de estudo afetaram a absorção de nutrientes essenciais e aumentaram a disponibilidade de elementos traço. A área antropizada proporcionou a predominância de elementos como Y, Sc, Nb e Hf e o fragmento florestal apresentou concentrações elevadas de Cu, Yb e Ba. Os resultados indicam que *S. pulcherrimum* é uma espécie com potencial para fitorremediação de áreas com a presença de elementos traço no solo. A espécie no fragmento florestal apresentou altas concentrações foliares de Cr, Y 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, além de outros metalóides. Destacamos ainda que os resultados encontrados podem ter consequências negativas para a conservação das áreas de floresta remanescente e fragmento florestal do Estado do Amazonas.

Palavras-chave: Elementos-traço, espécie nativa, fitorremediação.

ABSTRACT

As a result of human activity, millions of hectares around the world have had their soils contaminated with potentially toxic elements that directly affect the establishment and growth of plants, except those that are most tolerant. Native species that can establish themselves in inhospitable environments and somehow have managed to stabilize or by removing heavy metals from the soil have motivated in-depth analysis of phytoremediation and phytostabilization. The species *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr. It has been the subject of continued research specifically recovery studies in areas being considered as a highly plastic native tree, occurring both in high humidity environments, such as in the Amazon, and low humidity environments, such as in the Cerrado. Therefore, this work aimed to quantify trace elements present in samples of rhizospheric soil and tissues (leaves and roots) of *S. pulcherrimum*. They were analyzed utilizing Total Dispersion X-Ray Fluorescence (TXRF) from two different *phytophysiognomic* natural forests. One is a forest fragment area on the Campus - UFAM, Manaus, AM, Brazil, and the other is an anthropized area with the presence of solid waste, located in the municipality of Novo Airão, AM, Brazil. Eight samples of soil of leaves and roots of *S. pulcherrimum* were used in the two study areas, totaling 48 samples for this work. Individuals from each area were grouped by the hierarchical method of mean distances (UPGMA). Graphical dispersion was performed using the Principal Coordinate Analysis Method (PCA) and non-metric multidimensional scaling analysis. TXRF analysis detected 30 inorganic components in soil and 29 elements in plant tissues, including nutrient components and potentially toxic elements. The UPGMA analysis, graphic dispersion of the genotypes analyzed via PCA, and multidimensional scaling analyses for all characters coincided with the groups identified about the type of areas (forest fragment and anthropogenic) studied. The conditions investigated in the soils of the study areas affected the absorption of essential nutrients and increased the availability of trace elements. The anthropized area provided the predominance of elements such as Y, Sc, Nb, and Hf and the forest fragment showed high concentrations of Cu, Yb, and Ba. The results indicated that *S. pulcherrimum* is a species that has the potential for phytoremediation of areas with the presence of trace elements in the soil. The species in the forest fragment showed high leaf concentrations of Cr and Yb, suggesting that *S. pulcherrimum* may be a potential species for future biomonitoring studies as it is located near industrial areas and roads to assess contamination by Cr and Yb via atmospheric deposition, in addition to other metalloids. We also emphasize that the results found may have negative consequences for the conservation of remnant forest areas and forest fragments in the State of Amazonas.

Key words: Trace elements, native species, phytoremediation.

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas naturais da Amazônia vêm sendo ameaçados pelo desmatamento, cujas transformações no uso e ocupação do solo, alteram as áreas naturais (FAGUNDES et al., 2018; ALMEIDA et al., 2018; COSTA e ALVES, 2018) que são convertidas quase sempre para o uso agropecuário (FERREIRA e COELHO, 2015).

Aparentemente isolados e protegidos, os fragmentos florestais presentes nas grandes cidades estão expostos à poluição. A exemplo, Manaus (Brasil), se destaca pelo fato de ser um grande centro urbano diferenciado, com característica de uma grande ilha urbana, no meio da floresta Amazônica, ideal para estudar o comportamento de efeitos da urbanização e industrialização em fragmentos florestais.

Manaus detém atividades industriais com os níveis de emissão de gases, a produção de resíduos sólidos, emissão veicular e a combustão de combustível fóssil aumentados durante o processo industrial (ANDRADE, 2012; ARAÚJO, 2009), tornaram-se uma grande ameaça ambiental, refletindo nos fragmentos florestais urbanos, bem como à saúde humana (FERREIRA et al., 2021), pela emissão direta de elementos traços no ambiente, que necessitam ser identificados e quantificados.

A espectrometria de fluorescência de raios-X de reflexão total é uma tecnologia muito utilizada (TXRF) na análise de elementos traço, sendo caracterizado pela rapidez e custo-benefício, por permitir a análise de vários elementos simultaneamente em amostras sólidas ou líquidas, de modo rápido e a baixo custo, com um elevado potencial de aplicação em várias áreas, onde há necessidade de correlação entre os elementos essenciais e tóxicos (MALTSEV et al., 2021).

Espécies nativas que conseguem se estabelecer em ambientes hostis e que de alguma forma conseguem estabilizar ou remover elementos traço do solo, tem motivado pesquisas sobre fitorremediação ou fitoestabilização dessas áreas (FESTIN et al., 2019). Diversos estudos foram realizados discutindo várias técnicas da fitorremediação, ou seja, fitoextração, fitoestabilização, fitoevaporação e rizodegradação (GOMES et al., 2017; SARWAR et al., 2017; MAHAR et al., 2016), fatores de influência (ANTONIADIS et al., 2017; SHEORAN et al., 2016), mecanismos de aceitação e tolerância (ANTONIADIS et al., 2017; ALI et al., 2013; OVEČKA e TAKÁČ, 2013), bem como compilados de todos os aspectos da fitorremediação, incluindo várias técnicas, fatores de influência, captação, translocação, toxicidade e mecanismos de tolerância (YADAV et al., 2018).

A utilização de espécies nativas contribui para o sucesso da fitorremediação, uma vez que essas espécies podem sobreviver nas condições ambientais locais quando comparadas a outras espécies de plantas não adaptadas (KAMRAN et al., 2014; CHEHREGANI e MALAYERI, 2007).

Stryphnodendron pulcherrimum (Willd.) Hochr., é considerada uma espécie nativa de hábito arbóreo de grande porte, apresenta disjunção entre áreas de mata tropical úmida e estados do nordeste brasileiro, com centro de ocorrência na Amazônia e Mata Atlântica, região que corresponde a costa atlântica da região nordeste brasileira, atingindo aproximadamente cerca de 20 m de altura (SCALON, 2007).

Com base em sua distribuição é possível verificar que *S. pulcherrimum* é uma espécie de ampla plasticidade e variação fenotípica, uma vez que está adaptada às condições de biomas mais úmidos, como Amazônia e Mata Atlântica, e aos mais secos, como Cerrado e Caatinga. A espécie é indicada para a restauração da cobertura vegetal (SANTOS et al., 2018). Além disso, a rusticidade da espécie, bem como o comportamento de *S. pulcherrimum* em ambiente com diferentes condições do solo, favorece sua utilização em programas de restauração de áreas perturbadas e ou contaminadas por elementos traços. É importante a caracterização e seleção de genótipos superiores com potencial ação fitorremediadora, possibilitando também manejo eficiente e sustentável do solo.

O objetivo deste estudo foi analisar os teores de componentes inorgânicos presentes em solo rizosférico, raízes e folhas de *S. pulcherrimum* em duas áreas diferentes, área de fragmento florestal de floresta primária preservada e área antropizada.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

As áreas de estudo estão localizadas nas cidades de Manaus e Novo Airão, do Estado do Amazonas, Brasil. A área do município de Manaus, é denominada de fragmento florestal, área de Floresta Ombrófila Aberta, localizado no campus da Universidade Federal do Amazonas (UFAM), inserido em uma área de proteção ambiental (APA - UFAM), sendo afetada principalmente pela poluição do ar da cidade, oriunda da urbanização e do distrito industrial de Manaus. A segunda área está localizada no município de Novo Airão, município vizinho, caracterizada como uma área antropizada de floresta secundária em formação, com descarte irregular de resíduos domésticos diretamente no solo. As duas áreas estão distantes entre si a 115 km em linha reta de floresta.

Ambas as áreas estão inseridas no bioma Amazônia que é caracterizado principalmente por áreas de floresta de clima equatorial (OVERBECK et al. 2015). Com temperaturas médias mínimas e máximas entre 22 e 28 °C, apresenta chuvas regulares distribuídas ao longo do ano. Exibe uma geomorfologia diversa, apresentando planaltos, planícies e depressões. Os solos são caracterizados geralmente como argilosos, ricos em ferro e com um alto teor de carbono orgânico (FERREIRA et al., 2021). Além disso, é conhecido por sua rica biodiversidade e grande quantidade de rios e corpos d'água (IBGE, 2021).

As áreas foram selecionadas a partir dos contrastes como tipo de vegetação e tipo de poluição presente no local, assim como, pela presença da espécie *S. pulcherrimum* comum aos dois ambientes (Figura 2 e 3).

Área I - Fragmento florestal alterado, inserido na Área de Proteção Ambiental (APA)–UFAM, Manaus, Brasil.

Em Manaus, a amostragem foi realizada no campus Universitário Senador Arthur Virgílio Filho da UFAM, situadas entre as coordenadas geográficas (59° 59' 00" a 59° 57' 07"W) de longitude e (03° 06' 30" a 03° 05' 00"S) de latitude, no Município de Manaus, AM, Brasil (3° 6' 26"S e 60° 1' 34"W). A altitude do local aproxima-se de 80 metros acima do nível do mar, em um fragmento urbano, Área de Preservação Permanente (APA), com 593,86 ha situada na zona leste de Manaus (TELLO et al. 2008). Este fragmento florestal tem sido alvo de intensa ação antrópica à floresta pelas comunidades

ao redor, limitando-se ao Norte com o Conjunto Acariquara e Condomínio Ouro Negro; ao Sul com os Conjuntos Nova República e Atilio Andreazza; à Leste com o Conjunto Alfredo Campos e à Oeste com a Estrada do Contorno (MEIRELES, 2005).

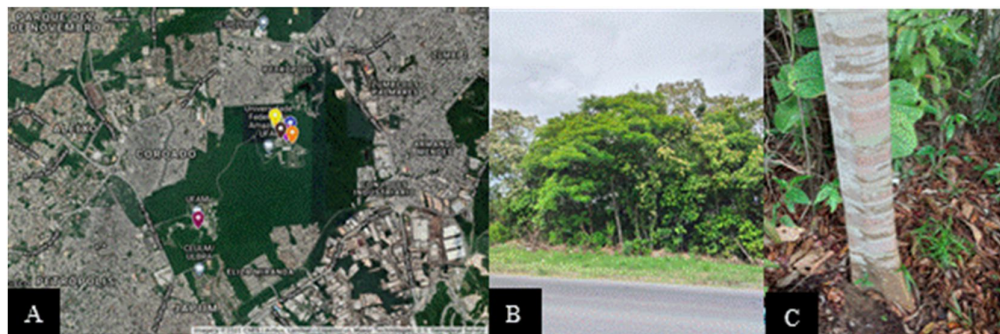


Figura 1. Ocorrência de *Stryphnodendron pulcherrimum*, no município de Manaus, AM, Brasil. **(A)** Imagem via satélite do fragmento florestal alterado, inserido no campus da Universidade Federal do Amazonas. Fonte: Google imagens (2021). **(B)** árvore localizada em via de tráfego veicular constante no campus. **(C)** Caule da espécie no ambiente da floresta rica em matéria orgânica. Fonte: TOMAZ (2020).

O clima no local do fragmento florestal de Manaus, segundo a classificação de Köppen, é considerado tropical úmido do tipo “Am”. Apresenta precipitação anual em torno de 1.800 a 2.800 mm, com estação chuvosa que compreende os meses de dezembro a maio, atingindo cerca de 300 mm ao mês nos meses de março a abril (TOMASELLA et al. 2008). A temperatura média anual é de 26 °C, com média acima de 18 °C, no mês mais frio. A amplitude térmica diurna é relativamente maior do que a anual, com temperatura média mínima e máxima entre 23,5 °C e 31,2 °C, respectivamente (BARROCO NETA; NISHIWAKI et al. 2018).

Os indivíduos de *S. pulcherrimum* estavam presentes em áreas de floresta ombrófila aberta. O solo da área de estudo apresenta feições lito estratigráficas típicas da região de Manaus: Formação Alter do Chão, Depósitos Holocênicos e Sedimentos Inconsolidados (BARROS, 1998). O solo presente nas cotas mais altas (maior 64 m) do Campus Universitário, é o Latossolo Amarelo Álico, (MEIRELLES, 2005), área onde foram realizadas as coletas das amostras de solo. A análise morfológica do solo segundo Meirelles (2005), apresenta 40 cm de espessura, o horizonte A, exibe cores variando de bruno acinzentado a escuro (10 YR4/2, úmido), sofre influência da matéria orgânica, apresenta textura muito argilosa, estrutura fraca pequena a média granular, bem a moderadamente drenados. O Horizonte B apresenta espessura em torno de 100 cm, a coloração varia de acordo com a profundidade, de amarelo brunado (10YR 6/6, úmido) a amarelo (10 YR 7/6, úmido), textura muito argilosa, boa drenagem, estrutura fraca,

pequena a média, blocos subangulares, consistência muito friável, plástica e pegajosa (MEIRELLES, 2005). Apresenta baixos teores de cálcio, magnésio e potássio (MEIRELLES, 2005).

Área 2 - Área antropizada, com presença de resíduo sólido urbano. Novo Airão, Am, Brasil.

Em Novo Airão - AM, a amostragem foi realizada na área antropizada em terreno baldio que permeia a cidade, entre as coordenadas (-60.9435 2° 37' 33"S e 60° 56' 37"W), área localizada à margem direita do Rio Negro, a uma distância de 115 km em linha reta e 143 por via fluvial, do fragmento florestal urbano analisado em Manaus. O clima do local é caracterizado como equatorial quente e úmido (AYOADE, 2006). A umidade relativa do ar é alta, aproximadamente 80% ao longo do ano, com temperaturas médias que variam de 24 a 27°C e índice pluviométrico entre 1.750 mm e 2.500 mm (CARVALHO, 2001; AB'SÁBER, 2003). Caracteriza-se por apresentar duas estações climáticas, uma estação chuvosa que compreende os meses de novembro a abril e uma menos chuvosa que corresponde aos meses de maio a outubro (PROJETO RADAM BRASIL, 1976).

É observado dois tipos de formações vegetais no município, Floresta de Igapó e Floresta de Terra Firme (MMA, 1999; D'ANTONA, et al. 2007). Os indivíduos de *S. pulcherrimum* foram coletados de florestas secundárias a partir da Floresta Densa de Terra Firme.

O relevo da área antropizada em Novo Airão apresenta variação de no máximo 150 m de altura, está situado no Planalto dissecado do Rio Trombetas – Rio Negro. O solo predominante é o Latossolo Amarelo em terra firme e Hidromórficos, próximo a cursos d'água (MMA, 1999).

O local de estudo apresentou pouca cobertura vegetal e solo característico de intensa intervenção antrópica. A área florestal foi fragmentada para a pavimentação de estradas e vias principais no município de Novo Airão. Além disso, o local serve de descarte irregular e difuso de resíduos sólidos domésticos e entulhos diversos.

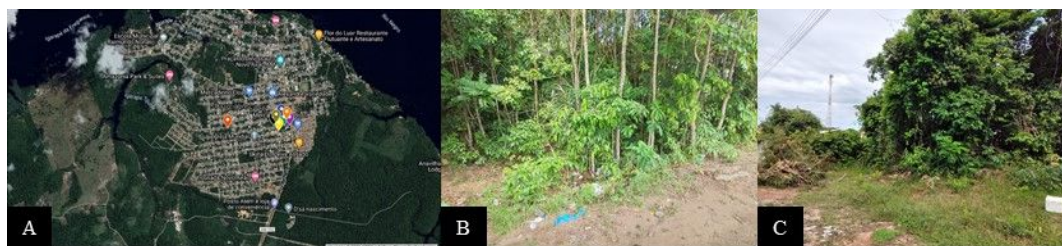


Figura 2. Ocorrência de *S. pulcherrimum* no município de Novo Airão, AM, Brasil. (A) Imagem via satélite do município de Novo Airão. Fonte: Google imagens (2021). (B) e (C) Ocorrência da espécie em área antropizada com presença de descarte irregular de resíduos sólidos. Fonte: TOMAZ (2020).

Amostragem de solo rizosférico e material vegetal para estudo de fitorremediação

Foram coletadas amostras de solos rizosféricos, folhas jovens e raízes finas de duas populações naturais de *S. pulcherrimum* (Figura 3), no fragmento florestal em Manaus e área antropizada de Novo Airão. As plantas foram georreferenciadas pelo Sistema de Posicionamento Global-GPS.

Em cada área foram identificadas e selecionadas aleatoriamente 08 plantas de *S. pulcherrimum*, sendo coletadas amostras de folhas e raízes, compreendendo um total de 24 amostras de material vegetal no estudo de cada área de estudo.

Das plantas adultas, selecionadas para a amostragem da população, foram coletadas de 4 a 5 amostras de folhas saudáveis e raízes finas. Para a coleta das raízes, foi realizada a limpeza da vegetação rasteira em torno da planta com o auxílio de trado holandês para facilitar a coleta do material, sendo retiradas a uma profundidade de 0 a 20 cm, a partir de aberturas realizadas próximas ao colo da planta de aproximadamente 20 cm.

As amostras foram armazenadas em saco plástico do tipo *Zip lock* previamente identificados, contendo sílica gel e foram acondicionadas em caixa de isopor resfriada com *ice pack* durante o transporte. As amostras foram conservadas a - 20 °C no Laboratório de Genética Vegetal da Faculdade de Ciências Agrárias (UFAM, Manaus, AM, Brasil) até o início das análises.

A amostra de solo foi coletada na camada de 0 - 20 cm de profundidade, com auxílio de trado tipo holandês. Próximo às plantas, foi retirada uma amostra simples de solo, que foi reunida e misturada a fim de formar uma amostra composta para cada área de estudo.

As amostras foram armazenadas em saco plástico do tipo *Zip lock* previamente identificados e foram acondicionadas em caixa de isopor resfriada com *ice pack* durante o transporte. O solo foi seco ao ar, destorroado e passado em peneira de malha de 4 mm. Subamostras foram passadas em malhas de 2 mm obtendo a terra fina seca ao ar (TFSA),

de acordo com Manual de Métodos de Análise de Solos (EMBRAPA, 2006). Posteriormente, as 16 amostras foram conservadas em temperatura ambiente no Laboratório de Genética Vegetal da Faculdade de Ciências Agrárias - UFAM até o início das análises. A determinação do pH do solo foi realizada conforme a metodologia de Boyle (1963).



Figura 3. (A) Amostra de solo, (B) raiz e (C) folhas de *S. pulcherrimum*. Fonte: (TOMAZ, 2020).

Massa seca e acúmulo de nutrientes nas plantas

As amostras de folhas e raízes foram lavadas com solução de água + detergente neutro ($1 \text{ mL} \cdot 1\text{L}^{-1}$), água corrente, água destilada e água deionizada. As raízes foram lavadas em peneira com malha de 1 mm, em água corrente durante um minuto, em seguida, foram submetidas a lavagem com água destilada e finalizada com água ultrapura.

As amostras foram secas em estufa de circulação forçada de ar, em temperatura constante de 65°C , até atingirem peso constante. Após a secagem foi determinada a massa seca das folhas (MSF), massa seca da raiz (MSR) e massa seca total (MST) ($\text{MST} = \text{MSF} + \text{MSR}$), utilizando-se balança do tipo Mettler PM 30-K com precisão de $0,001 \text{ g}$. 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: $\text{AN} (\text{g ou mg planta}^{-1}) = \text{concentração de nutrientes} (\text{g ou mg kg}^{-1}) \times \text{MSR} (\text{g})$.

Análise pelo método analítico de fluorescência de raios-X por reflexão total (TXRF)

Preparo do material para leitura

O preparo das amostras de solo rizosférico, folhas e raízes de *S. pulcherrimum* e análise em TXRF, foram realizadas no laboratório técnico científico de análise química (SETEC) da Superintendência Regional da Polícia Federal do Amazonas.

As amostras secas de solo, raízes e folhas, foram trituradas manualmente e colocadas em microtubos de 2,0 mL identificados e separados, correspondendo à área de fragmento florestal e área de lixo urbano, totalizando 48 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 *eppendorfs* de 2,0 mL.

Suspensão das amostras

Após a pesagem das amostras de solo e tecidos vegetais de *S. pulcherrimum*, foram adicionados 1,5 mL da solução (e.g. 1% aqueous Triton x100) em cada *eppendorf* para a suspensão das amostras e foram agitadas em vórtex para a homogeneização. Foi adicionado 10 µL de um padrão interno de Gálio (Ga) nas amostras. Foram utilizados um carreador de quartzo não siliconado e secos, onde foram pipetados ao centro dos discos, 10 µL do PVC a fim de permitir que uma película fosse gerada e as amostras fossem distribuídas uniformemente nos discos. Os discos foram colocados para secar em chapa de aquecimento a uma temperatura aproximada de 100 °C. Após a secagem do PVC, foram pipetados 10 µL da suspensão das amostras e novamente colocadas para secar. 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, (Bruker, Alemanha). 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.

As linhas de fluorescência podem apenas ser excitadas com linhas de energia superior a sua própria linha de fluorescência, por essa razão os elementos Magnésio (Mg), Alumínio (Al), Silício (Si), Fósforo (P), Enxofre (S), Cloro (Cl), Potássio (K), Cálcio (Ca), Escândio (Sc), Titânio (Ti), Vanádio (V), Crômio (Cr), Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cobalto (Co), Níquel (Ni), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Germânio (Ge), Arsênio (As), Selênio (Se), Bromo (Br), Rubídio (Rb), Estrôncio (Sr), Bário (Ba), Háfênio (Hf) e Tálcio (Tl) foram determinados pelo tubo de raios-X Mo. Enquanto, Ítrio (Y), Nióbio (Nb), Estanho (Sn), Antimônio (Sb), Telúrio (Te), Iodo (I), Chumbo (Pb) e Itérbio (Yb), foram determinados pelo tubo de raios-X W. Foram realizadas amostras de branco e duplicatas das amostras de solo rizosférico e tecidos de *S. pulcherrimum*.

Foi determinado o tempo de medição das amostras em torno de 600s, a fim de gerar qualidade no espectro. Os portadores de quartzo foram aplicados como porta amostras e refletor. Para a determinação das sensibilidades relativas dos elementos, foi utilizado o gálio (Ga) como elemento de referência por apresentar concentrações conhecidas, seguido por um cálculo de sensibilidade que é baseado na área do pico de cada elemento, de acordo com a seguinte expressão:

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

Em que:

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.

Análise estatísticas e genéticas 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 *S. pulcherrimum*) 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).

Os genótipos de cada área foram agrupados pelo método hierárquico das médias das distâncias (UGPMA - Unweighted Pair-gorup Method Using an Arithmetic Avarege) com uso da matriz de distâncias euclidiana média e dispersão gráfica de similaridade entre eles realizada pelo Método da Análise de Coordenadas Principais (PCA), a partir do programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2021) e do seu complemento *RStudio* Team (2020), respectivamente.

Posteriormente, foi aplicada a análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), em que a maior dispersão das unidades foi identificada como havendo maior dissimilaridade genética. Para a obtenção das análises foi utilizado o pacote *Vegan* do programa R. O procedimento partiu de uma organização inicial que, iterativamente, 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 essa 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 foi realizada pelo programa Genes (CRUZ, 2013).

Foi realizada seleção massal fenotípica dos genótipos superiores para fitorremediação nas áreas estudadas, uma vez que tem variabilidade fenotípica, considerando a média dos componentes inorgânicos das folhas que mostraram diferença significativa. Foram selecionados os genótipos que estavam acima da média para a concentração de microelementos por ambiente. Também foi realizado correlações de Spearman entre os microelementos analisados (FIELD, 2013).

RESULTADOS

A partir da análise de solos rizosféricos e tecidos das plantas (raiz e folha) de *S. pulcherrimum* de área de fragmento florestal preservado com pH 4,0 e da área antropizada com pH 3,0 foi possível detectar os elementos: K, Mg, P, S, Fe, Cu, Ni, Cl, Co, Se, Cr, Nb, Pb, Hf, Yb, I, Br, Si, Sc, Ti, Rb, Y, Ba, Al e o Sr (Tabelas 1 e 2).

Componentes inorgânicos em solos rizosféricos de Stryphnodendron pulcherrimum

Os teores de K, S, Fe, Cu, Cl, Co, Ni (Figura 4), Al, Sc, Ti, Cr, Rb, Sr, Y, Nb (Figura 5) e Si, Br, I, Ba, Hf, Yb e Pb (Figura 6), apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) nas áreas estudadas, área de fragmento florestal preservado e área antropizada.

Tabela 1. Teor (mg.kg⁻¹) e conteúdo (mg.planta⁻¹) dos componentes inorgânicos determinados nos solos e tecidos (raiz e folhas) de *Stryphnodendron pulcherrimum*

Componentes inorgânicos	Solo		Raiz				Folha			
	Fragmento florestal	Área antropizada	Fragmento florestal	Área antropizada	Fragmento florestal	Área antropizada	Fragmento florestal	Área antropizada	Fragmento florestal	Área antropizada
	Teor (mg kg ⁻¹)	Teor (mg kg ⁻¹)	Teor (mg kg ⁻¹)	Teor (mg kg ⁻¹)	Conteúdo (mg planta ⁻¹)	Conteúdo (mg planta ⁻¹)	Teor (mg kg ⁻¹)	Teor (mg kg ⁻¹)	Conteúdo (mg planta ⁻¹)	Conteúdo (mg planta ⁻¹)
P	--	--	--	--	0,96	3,99	--	--	--	--
Mg	--	--	--	--	--	--	0,00	1909,00	0,00	8,38
Se	--	--	0,00	0,57	--	--	0,00	0,77	0,00	0,0033
S	2360,50	295,90	--	--	--	--	14445,00	2815,50	80,70	11,17
Cr	79,86	27,19	7,34	16,98	0,01	0,05	13,38	0,90	0,09	0,0042
Ni	3,12	0,00	--	--	--	--	13,69	1,10	0,10	0,0048
Fe	14855,00	19105,00	988,40	11205,00	1,04	24,47	--	--	1,07	0,2968
Y	0,00	12,30	0,00	4,62	0,00	0,01	0,00	2,17	0,00	0,0097
Yb	422,75	0,00	395,10	0,00	0,43	0,00	811,80	0,00	3,74	0,00
Ti	5793,50	3208,00	325,20	1636,00	0,34	3,94	--	--	--	--
Co	54,17	67,43	2,91	37,50	0,00	0,08	--	--	--	--
Ba	734,77	514,70	45,62	318,50	0,04	0,63	--	--	--	--
I	148,80	334,75	154,60	363,95	0,20	0,86	--	--	--	--
Pb	2,84	16,61	0,00	12,55	0,00	0,03	--	--	--	--
As	--	--	0,00	1,30	0,00	0,003	--	--	--	--
Cl	434,20	335,85	--	--	1,78	5,16	--	--	--	--
Al	125850,00	14740,00	--	--	--	--	--	--	--	--
Si	97460,00	13555,00	--	--	--	--	--	--	--	--
K	143,33	61,88	--	--	--	--	--	--	--	--
Sc	0,00	6,18	--	--	--	--	--	--	--	--
Cu	14,61	1,06	--	--	--	--	--	--	--	--

Br	8,53	3,38	--	--	--	--	--	--	--	--
Rb	0,67	0,00	--	--	--	--	--	--	--	--
Sr	5,80	14,91	--	--	--	--	--	--	--	--
Nb	0,00	12,86	--	--	--	--	--	--	--	--
Hf	0,00	8,49	--	--	--	--	--	--	--	--

Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney. O pH médio em H₂O nos solos da área de fragmento florestal, de floresta primária preservado, e área antropizada de floresta, secundária em recomposição, foi 4,0 e 3,0, respectivamente.

Tabela 2. Estatística descritiva do teor dos elementos químicos (mg.kg⁻¹) não significativos ($p>0,05$), determinado em solos rizosféricos de *Stryphnodendron pulcherrimum*, de fragmento florestal preservado, Campus UFAM, Manaus, AM e área antropizada em Novo Airão, AM, Brasil.

Tratamento		Elementos químicos (mg kg ⁻¹)							
		Mg	P	Ca	Zn	Ge	As	Se	Sb
Fragmento florestal	75%	17909,58	305,20	830,43	11,21	0,14	6,66	0,95	0,00
	Mediana	4597,50	213,41	341,89	9,18	0,00	1,09	0,39	0,00
	25%	0,00	0,00	190,54	8,47	0,00	0,00	0,00	0,00
	Amplitude	17909,58	305,20	639,89	2,74	0,14	6,66	0,95	0,00
Área antropizada	75%	3717,25	490,50	188,53	10,73	0,00	2,75	0,79	14,17
	mediana	3314,00	431,35	115,8	7,51	0,00	2,25	0,64	5,95
	25%	0,00	376,63	79,97	6,74	0,00	1,20	0,49	0,00
	Amplitude	3717,25	113,88	108,56	3,99	0,00	1,54	0,29	14,17

O pH médio em H₂O nos solos da área de fragmento florestal e área antropizada foi 4,0 e 3,0, respectivamente.

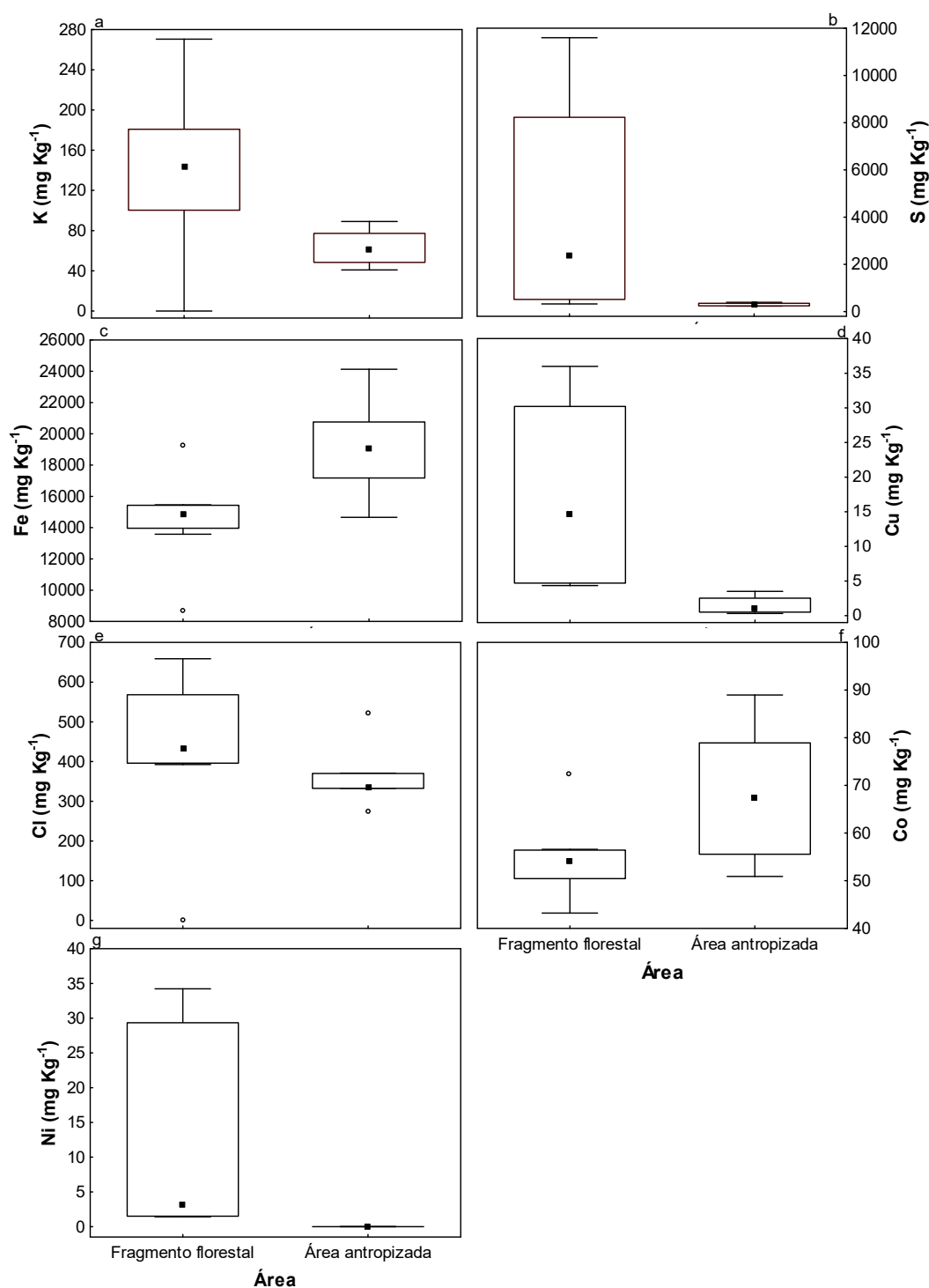


Figura 4. Comparação do teor de potássio (K) (a), enxofre (S) (b), ferro (Fe) (c), cobre (Cu) (d), cloro (Cl) (e), cobalto (Co) (f) e níquel (Ni) (g) nos solos rizosféricos de *Stryphnodendron pulcherrimum* da área do fragmento florestal de floresta primária preservada e da área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75%, barras mostram os quartis de 10 e 90%, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram outliers. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.

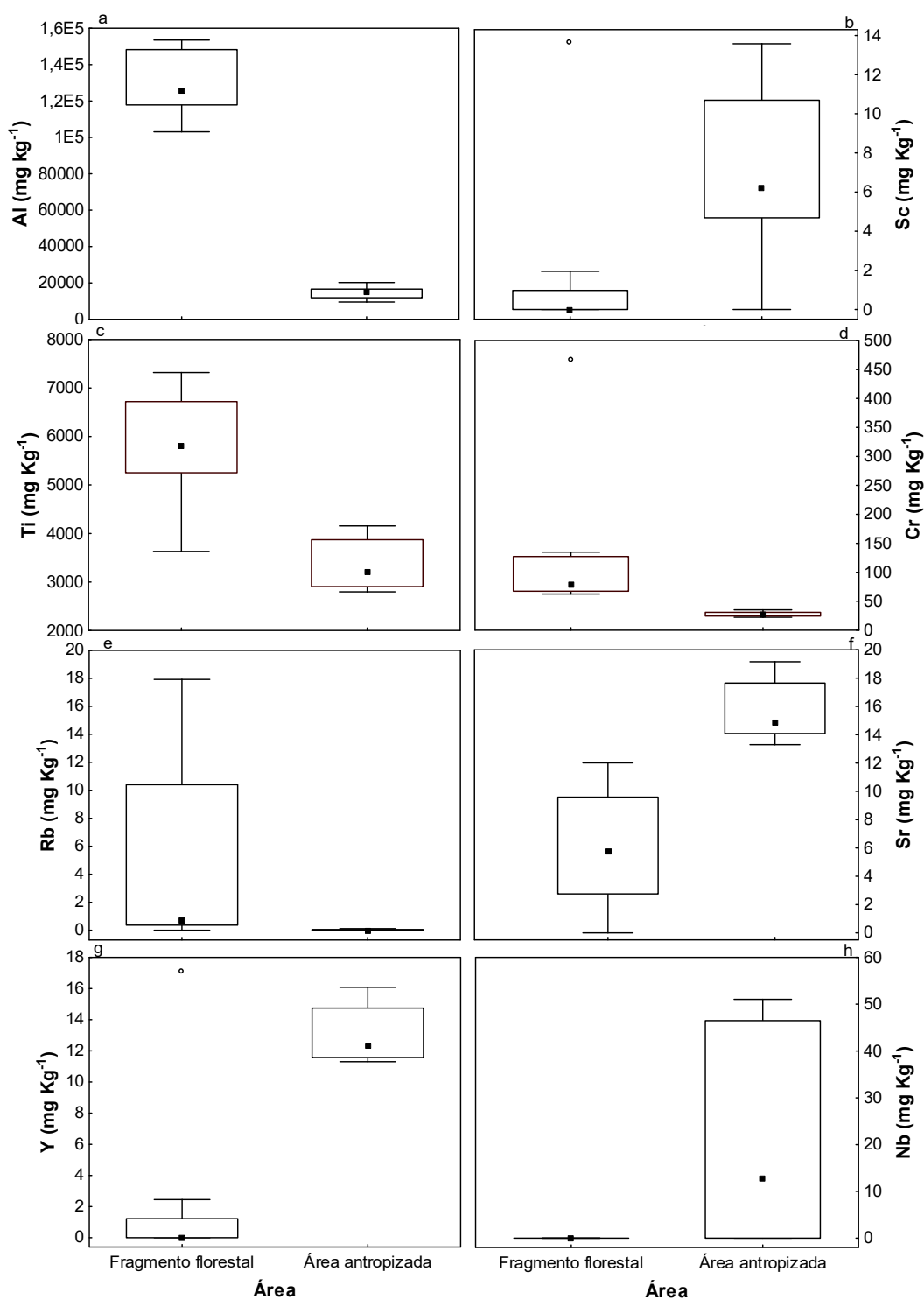


Figura 5. Comparação do teor de alumínio de (Al) (a), escândio (Sc) (b), titânio (Ti) (c), crômio (Cr) (d), rubídio (Rb) (e), estrôncio (Sr) (f), ítrio (Y) (g) e nióbio (Nb) entre solos rizosféricos de *Stryphnodendron pulcherrimum* da área do fragmento florestal de floresta primária preservada e da área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75%, barras mostram os quartis de 10 e 90%, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram outliers. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.

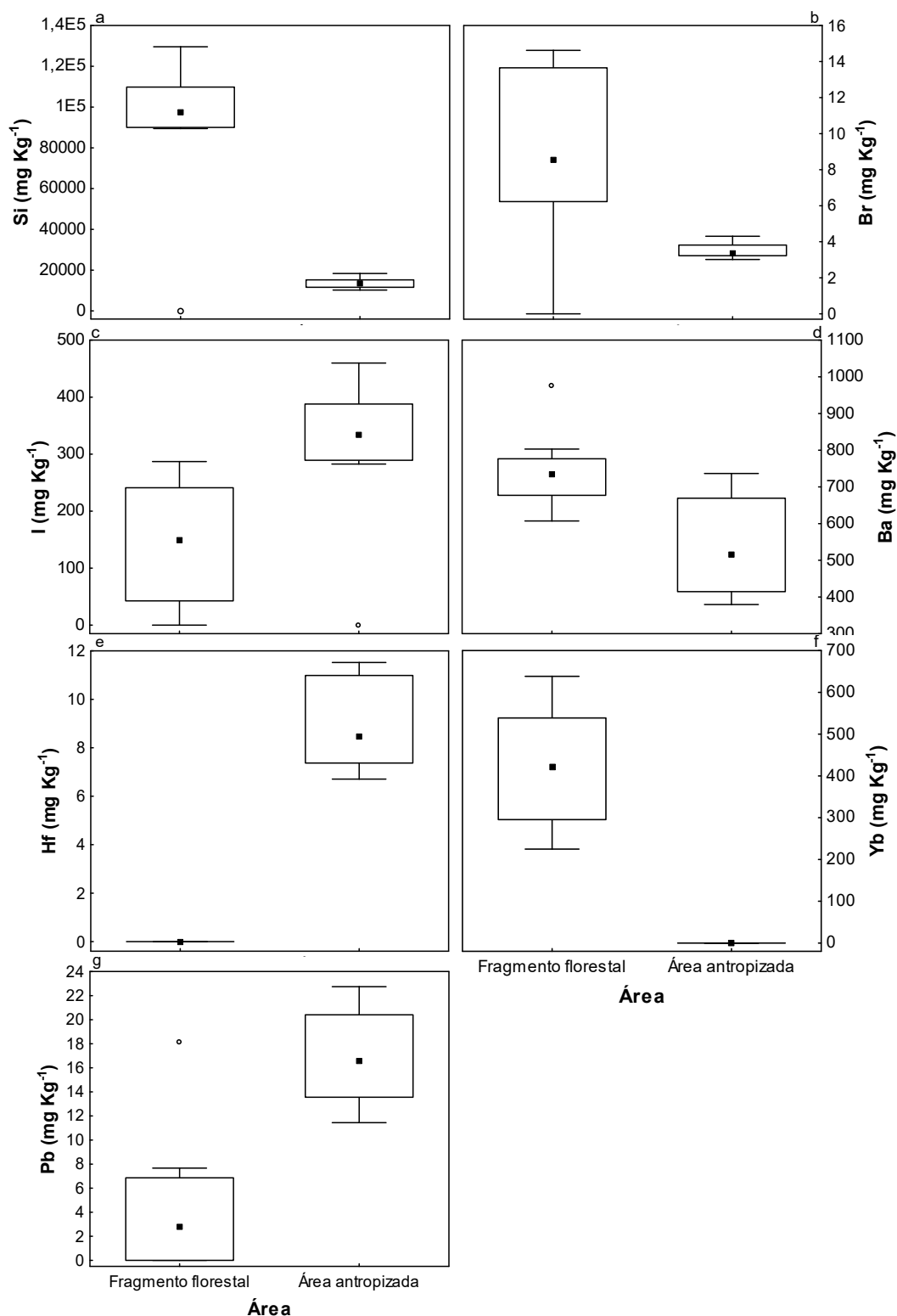


Figura 6. Comparação do teor de silício (Si) (a), bromo (Br) (b), iodo (I) (c), bário (Ba) (d), háfio (Hf) (e), íterbio (Yb) (f) e chumbo (Pb) (g) entre solos rizosféricos de *Stryphnodendron pulcherrimum* da área do fragmento florestal de floresta primária preservada e da área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75%, barras mostram os quartis de 10 e 90%, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram outliers. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.

No presente estudo, foi observado que os maiores valores absolutos no teor de elementos essenciais para o crescimento das plantas como de K (143,33 mg kg⁻¹), S (2360,50 mg kg⁻¹), Cu (14,61 mg kg⁻¹), Cl (434,20 mg kg⁻¹) e Ni (3,12 mg kg⁻¹), foram na área de fragmento florestal preservado (figura 4a, b, d, e, g). Houve uma redução desses elementos de aproximadamente 56,83, 87,46, 92,74, 22,65 e 100%, respectivamente, nos solos da área antropizada (Tabela 1). No entanto, os maiores valores absolutos do teor de Fe (19105,00 mg kg⁻¹) e Co (67,43 mg kg⁻¹), foram verificados na área antropizada (Figura 4c, f e Tabela 1).

Em relação aos elementos não essenciais, os maiores valores de Al (125850,00 mg kg⁻¹), Ti (5793,50 mg kg⁻¹), Cr (79,86 mg kg⁻¹) e Rb (0,67 mg kg⁻¹), foram na área de fragmento florestal preservado (Figura 5a, c, d, e). Foi verificada a redução desses elementos de 88,29, 44,63, 65,95 e 100%, respectivamente, nos solos da área antropizada. Enquanto as maiores medianas de Sc (6,18 mg kg⁻¹), Sr (14,91 mg kg⁻¹), Y (12,30 mg kg⁻¹) e Nb (12,86 mg kg⁻¹), foram observadas na área antropizada (Figura 5b, f, g, h e Tabela 1).

Os elementos Sc, Y e Nb, apresentaram uma redução de 100%, nos solos de área de fragmento florestal, indicando que esses elementos não ocorreram nessa área. A área de fragmento florestal, proporcionou as maiores medianas de Si (97460,00 mg kg⁻¹), Br (8,53 mg kg⁻¹), Ba (734,77 mg kg⁻¹) e Yb (422,75 mg kg⁻¹) (Figura 6a, b, d, f). Quando comparados, houve uma redução na concentração desses elementos de 86,09, 60,38, 29,95 e 100%, respectivamente, na área antropizada. Por outro lado, elevado teor de I (334,75 mg kg⁻¹), Hf (8,49 mg kg⁻¹) e Pb (16,61 mg kg⁻¹), foram observados na área antropizada (Figura 6c, e, g e Tabela 1), o que significa uma redução no teor desses elementos em 55,55, 100 e 82,90%, respectivamente, em solos na área de fragmento florestal.

Observamos que os elementos Mg, P, Ca, Zn, Ge, As, Se e Sb foram encontrados em ambas as áreas, no entanto, os valores não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$) (Tabela 2). Já os elementos como Al, Si, K, Sc, Cu, Br, Rb, Sr, Nb e Hf, foram encontrados apenas no solo (Tabela 1).

A Figura 7 refere-se ao dendrograma correspondente aos solos rizosféricos dos indivíduos analisados. O resultado revelou a formação de dois grandes grupos, um correspondente a área do fragmento florestal preservado (1, 3, 5, 6, 7 e 8) e outro da área antropizada de floresta secundária (9 a 16). Apenas a amostra 4 ficou sem

correspondência à área de fragmento florestal preservado. O agrupamento mostra que os solos rizosféricos de cada área possuem características próprias que permitem a separação das áreas em dois grupos.

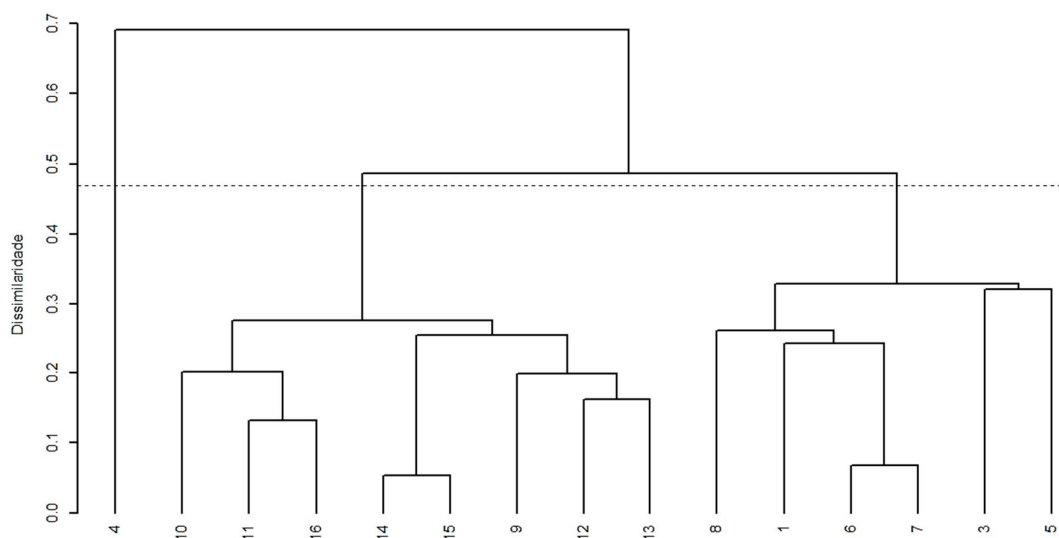


Figura 7. Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média entre dezesseis genótipos *Stryphnodendron pulcherrimum* com base em análises de elementos químicos presentes no solo na região da rizosfera das plantas. Coeficiente de correlação cofenética: $r = 0,9542$. A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977).

A representação da relação de similaridade entre as amostras de solos rizosféricos das áreas a partir de dois eixos foi realizada pela análise de escalonamento multidimensional não-métrico (Figura 8). Os componentes da área antropizada ficaram mais próximos entre si, formando um grupo a parte dos componentes do fragmento florestal preservado, confirmando os resultados das análises anteriores. A análise de PCA, representada no gráfico de dispersão, com ambas as coordenadas explicando 29,03% da variação total observada, confirma a separação em dois grupos, sendo cada grupo correspondente a uma área de origem (Figura 9).

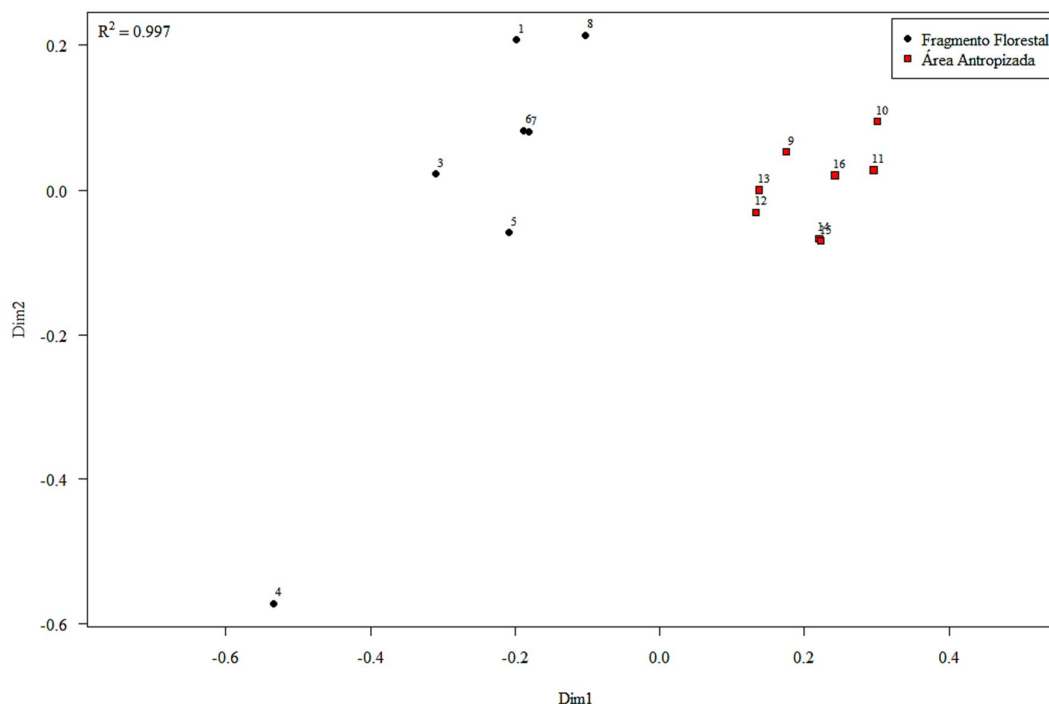


Figura 8. Análise de escalonamento multidimensional não-métrica das distâncias entre dezesseis genótipos de *Stryphnodendron pulcherrimum*, com base nas análises do solo, na região da rizosfera.

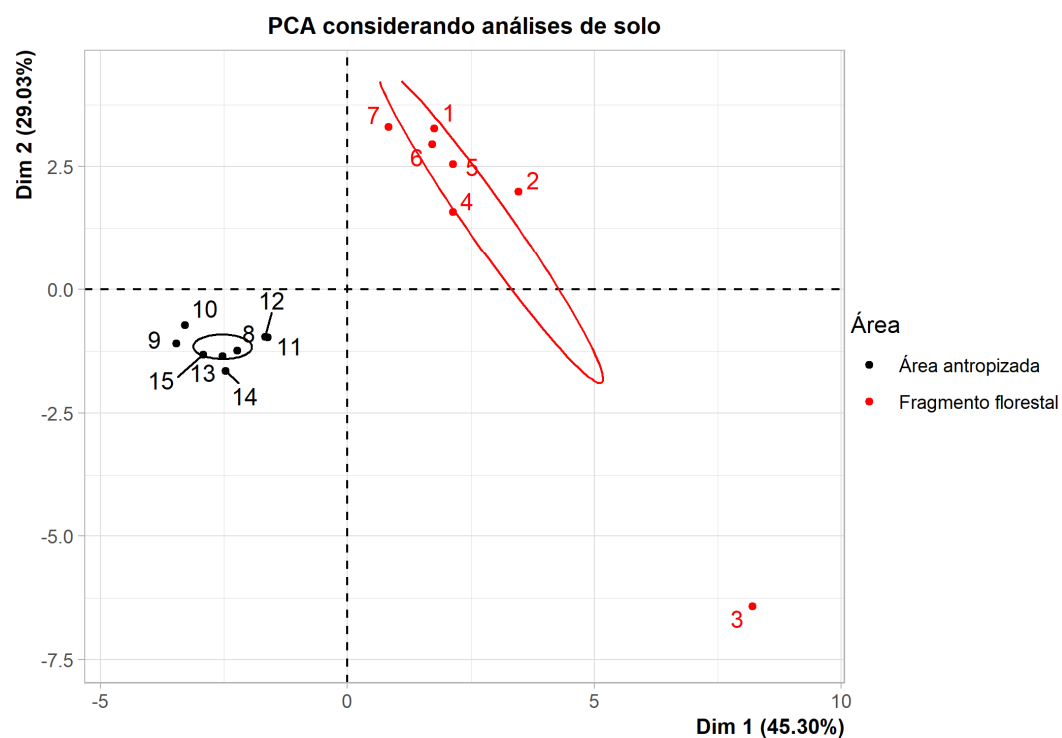


Figura 9. Análise de Componentes Principais (PCA) – Solo. As elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.

Teor e conteúdo de componentes inorgânicos nas raízes de Stryphnodendron pulcherrimum

As áreas de estudo apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) nos teores de Fe, Co, Ti, Cr, Y e Ba (Figura 10) e Pb, Yb, I, As, Se (Figura 11), nas raízes de *Stryphnodendron pulcherrimum*.

A área antropizada, apresentou maiores medianas de Fe (11205,00 mg kg⁻¹), Co (37,50 mg kg⁻¹), Ti (1636,00 mg kg⁻¹), Cr (16,98 mg kg⁻¹), Y (4,62 mg kg⁻¹), Ba (318,50 mg kg⁻¹), (Figura 10 a, b, c, d, e, f), Pb (12,55 mg kg⁻¹), I (363,95 mg kg⁻¹), As (1,30 mg kg⁻¹) e Se (0,57 mg kg⁻¹) (Figura 11 a, c, d, e), uma redução média de 91,18, 92,24, 80,12, 56,77, 100 e 85,68%, respectivamente, nas raízes das plantas na área de fragmento florestal (Tabela 1). Vale ressaltar, que não houve concentração de Pb, As e Se, na área de fragmento florestal e que o teor de I na referida área foi 57,52% menor do que na área antropizada. Observamos ainda, que o maior valor de Yb (395,10 mg kg⁻¹), ocorreu apenas na área de fragmento florestal (Figura 11 b), com 50% dos dados dispersos entre 366,73 e 452,55 mg kg⁻¹ (Figura 11 b).

Observamos que houve maior teor de Se nas raízes das plantas na área antropizada e que o elemento ocorreu em ambas as áreas no solo, no entanto, os valores não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$) (Tabela 2).

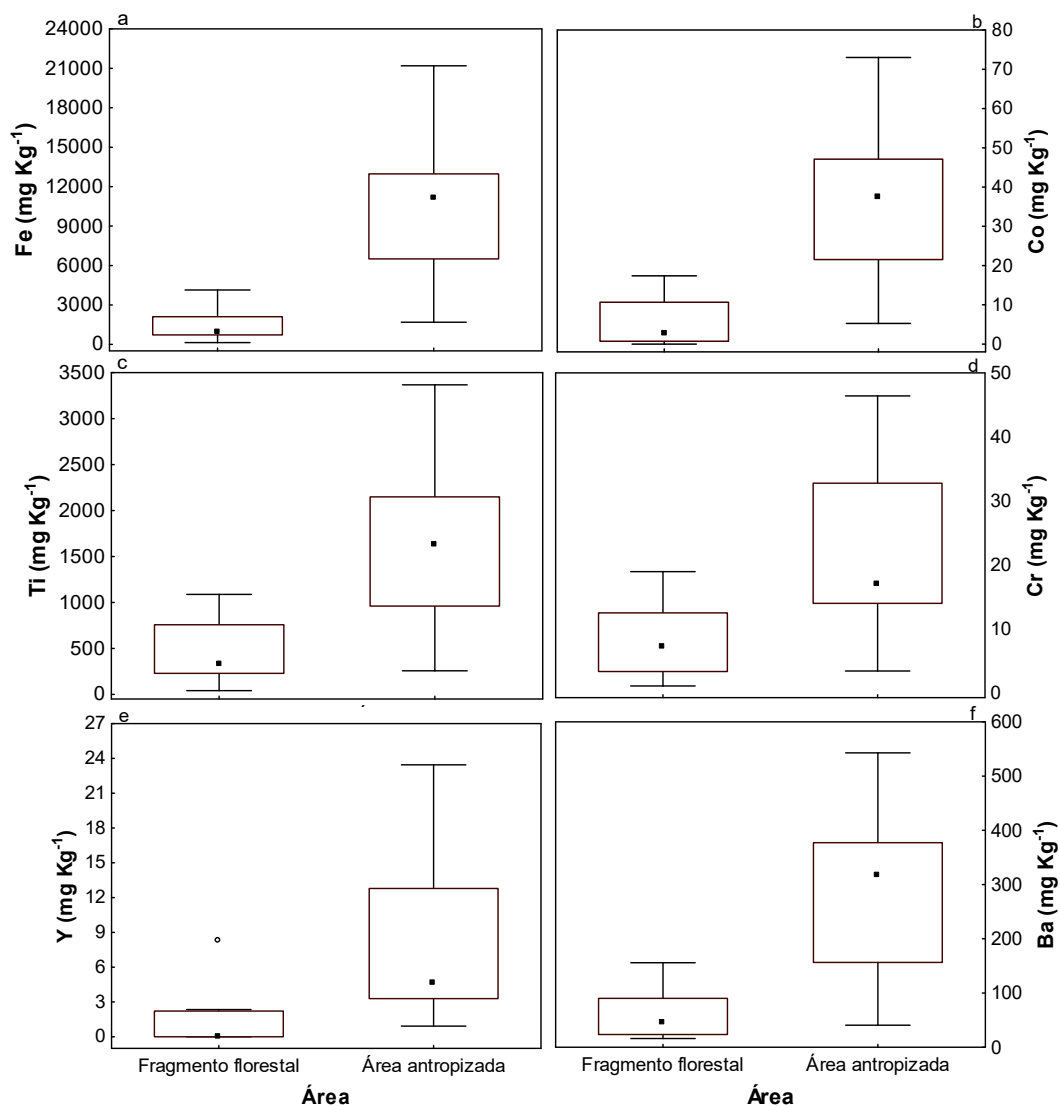


Figura 10. Comparação do teor de ferro (Fe) (a), cobalto (Co) (b), titânio (Ti) (c), crômio (Cr) (d), ítrio (Y) (e) e bário (Ba) (f) em raízes de *Stryphnodendron pulcherrimum* em área de fragmento florestal de floresta primária preservado e área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75 %, barras mostram os quartis de 10 e 90 %, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram *outliers*. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.

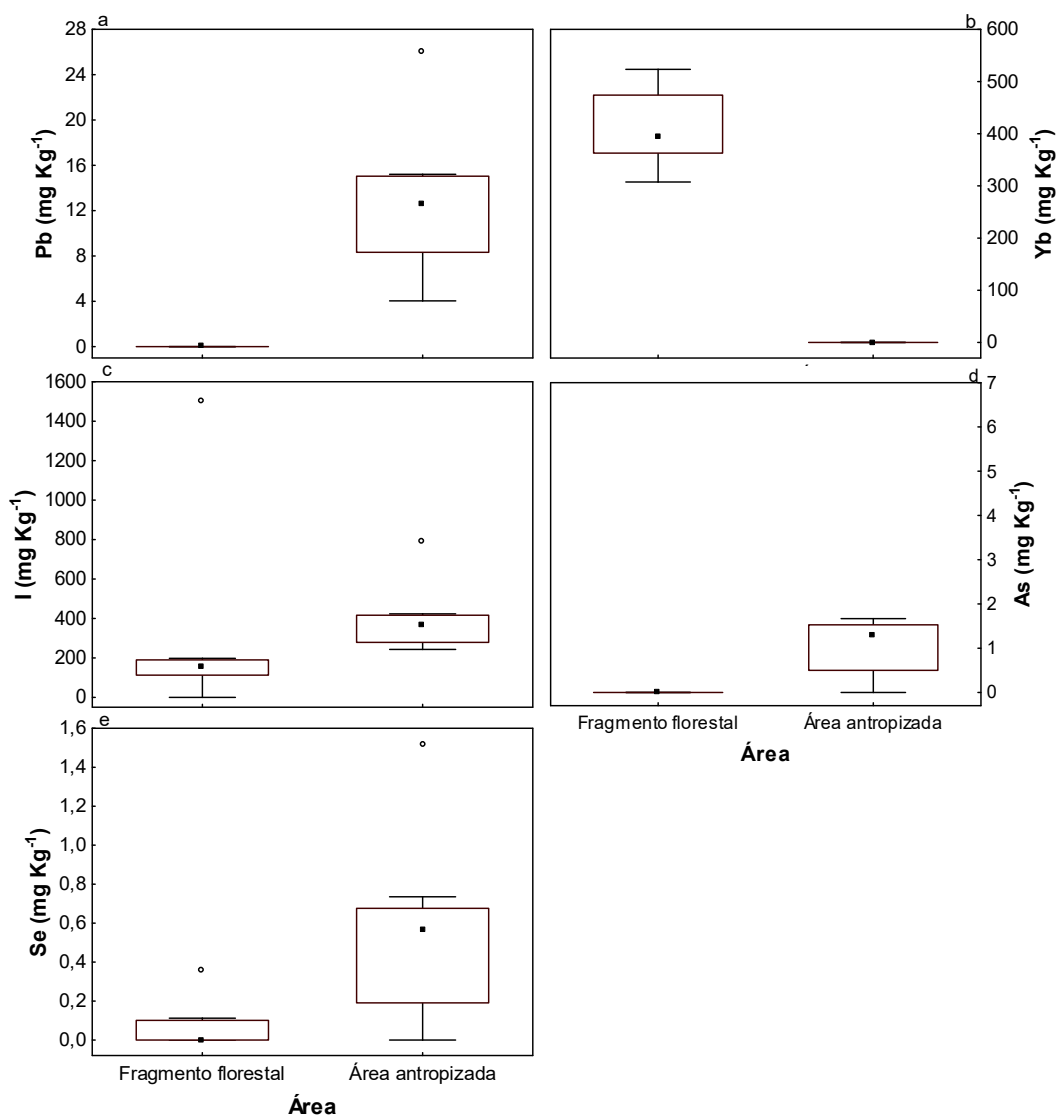


Figura 11. Comparação do teor de chumbo (Pb) (a), itérbio (Yb) (b), iodo (I) (c), arsênio (As) (d) e selênio (Se) (e) em raízes de *Stryphnodendron pulcherrimum* em área de fragmento florestal de floresta primária preservado e área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75 %, barras mostram os quartis de 10 e 90 %, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram outliers. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.

As áreas de estudo apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) no acúmulo de P, Cl, Fe, Co, Ti, Cr (Figura 12) e Pb, Yb, I, As, Y, Ba (Figura 13), nas raízes de *Stryphnodendron pulcherrimum*.

A área antropizada, proporcionou as maiores medianas no conteúdo de P ($3,99 \text{ mg planta}^{-1}$), Cl ($5,16 \text{ mg planta}^{-1}$), Fe ($24,47 \text{ mg planta}^{-1}$), Co ($0,08 \text{ mg planta}^{-1}$), Ti ($3,94 \text{ mg planta}^{-1}$) e Cr ($0,05 \text{ mg planta}^{-1}$) (Figura 12 a, b, c, d, e, f). Uma redução de 75,94%, 65,50%, 95,75%, 100%, 91,37% e 80%, respectivamente, no conteúdo desses elementos

na área de fragmento florestal. É importante salientar que não foi observado teor de P na raiz. Entretanto, houve o acúmulo do elemento nas raízes das plantas de *Stryphnodendron pulcherrimum* (Tabela 1). Foi verificado que houve maior acúmulo radicular de P na área antropizada, corroborando com os resultados apresentado de teor de P no solo, em que o maior valor ($431,35 \text{ mg kg}^{-1}$) também foi observado na área antropizada, apesar de não significativo (Tabela 1). Da mesma forma, não foi observado o teor de Cl nas raízes. No entanto, houve o acúmulo do elemento nas raízes das plantas (Tabela 1). Nota-se, que houve maior conteúdo de Cl nas raízes da área antropizada, embora, nessa área o teor de Cl no solo tenha sido inferior ($335,85 \text{ mg kg}^{-1}$) em relação ao fragmento florestal ($434,20 \text{ mg kg}^{-1}$) (Figura 4e). Por outro lado, o maior valor do conteúdo de Yb ($0,43 \text{ mg planta}^{-1}$), foi observado na área de fragmento florestal (Fig. 13 b). Não houve o acúmulo do elemento na área antropizada. Enquanto os maiores valores do acúmulo de Pb ($0,03 \text{ mg planta}^{-1}$), I ($0,86 \text{ mg planta}^{-1}$), As ($0,003 \text{ mg planta}^{-1}$), Y ($0,01 \text{ mg planta}^{-1}$) e Ba ($0,63 \text{ mg planta}^{-1}$), foram observados na área antropizada (Figura 13 a, c, d, e, f). Uma redução de 100, 76,74, 100, 100, e 93,65%, respectivamente, quando comparados à área de fragmento florestal.

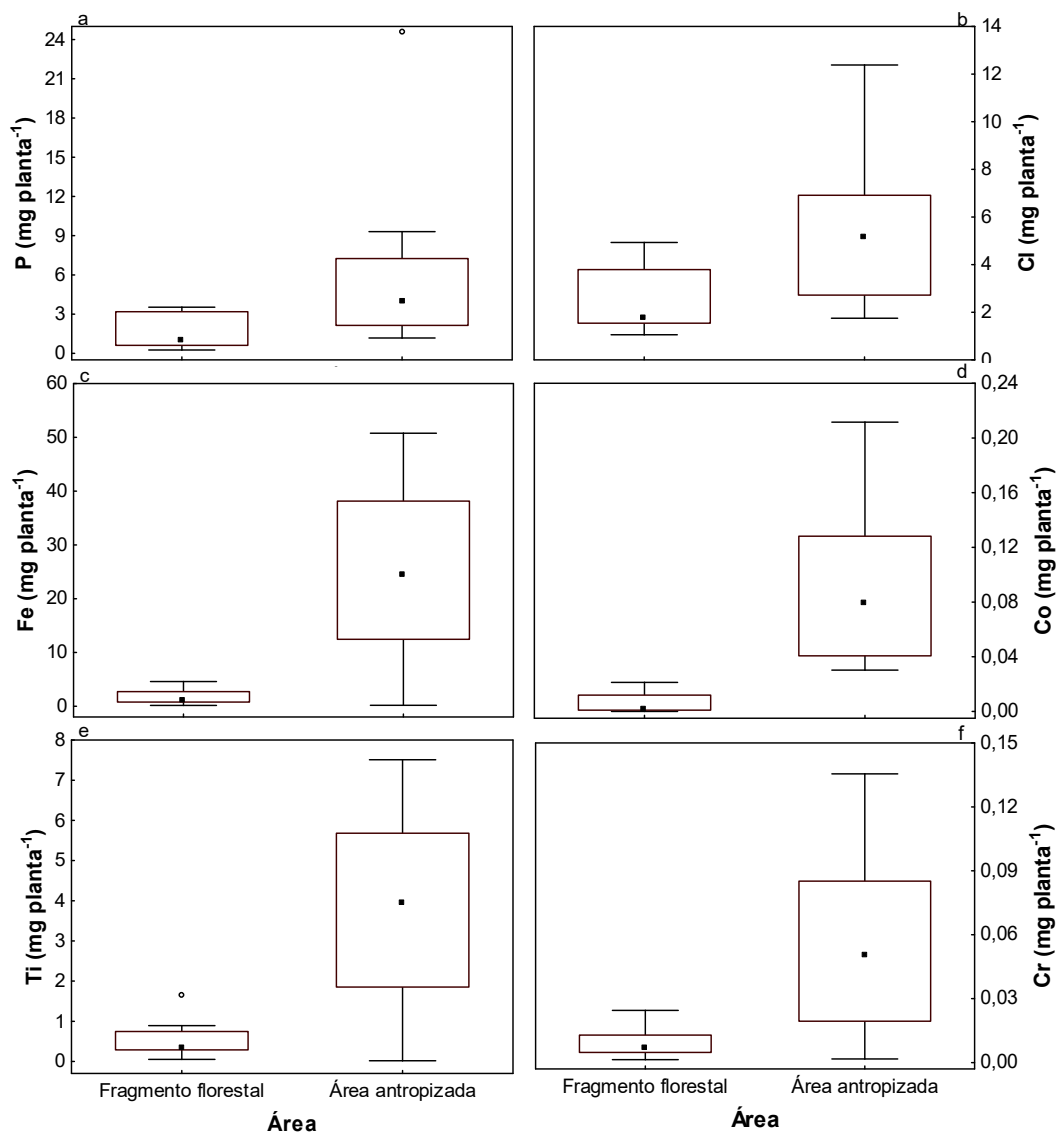


Figura 12. Comparação do conteúdo de fósforo (P) (a), cloro (Cl) (b), ferro (Fe) (c), cobalto (Co) (d), titânio (Ti) (e) e cromo (Cr) (f) em raízes de *Stryphnodendron pulcherrimum* em área de fragmento florestal de floresta primária preservada e de área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75 %, barras mostram os quartis de 10 e 90 %, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram outliers. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.

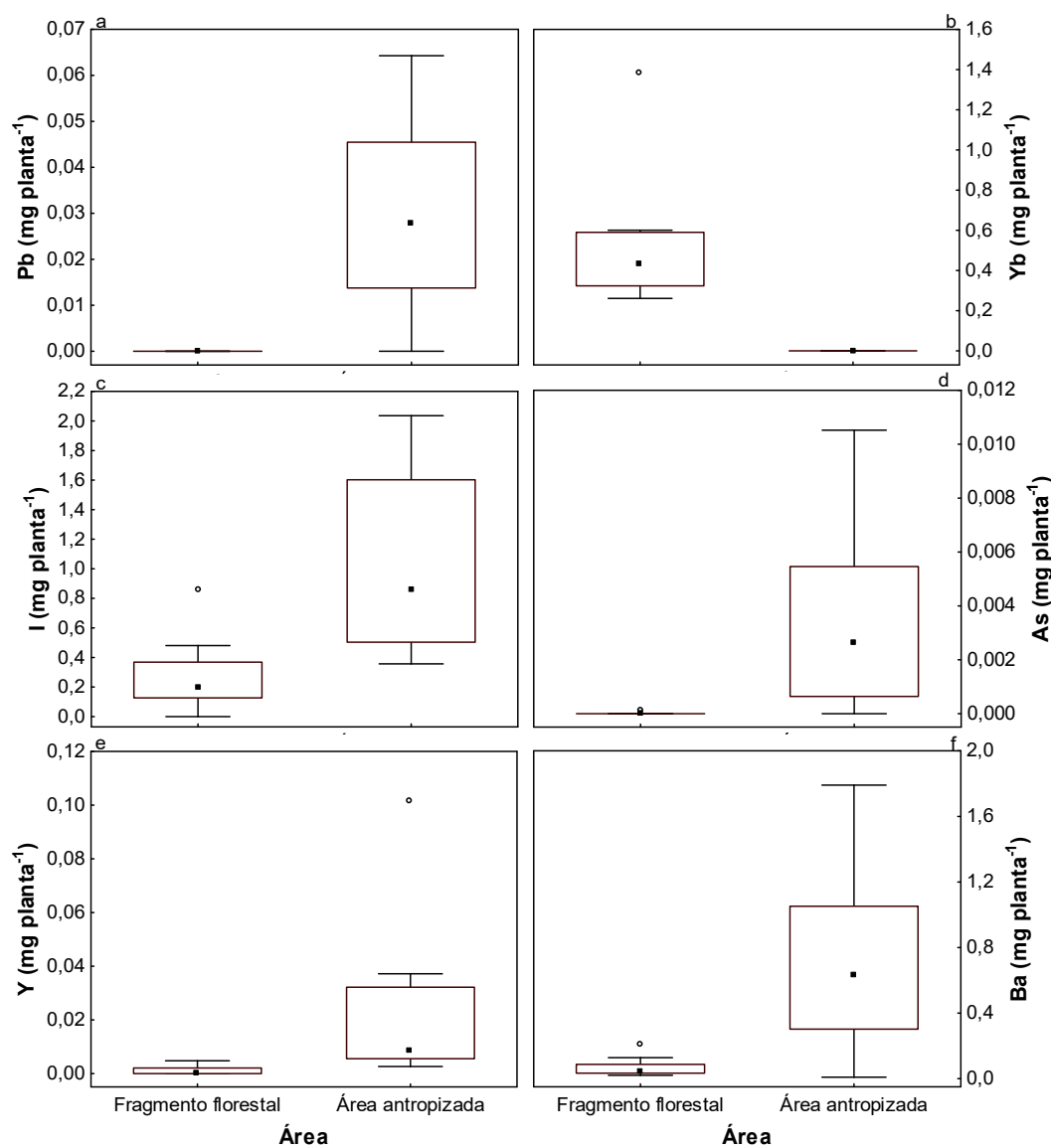


Figura 13. Comparação do conteúdo de chumbo (Pb) (a), itérbio (Yb) (b), iodo (I) (c), arsênio (As) (d), ítrio (Y) (e) e bário (Ba) (f) em raízes de *Stryphnodendron pulcherrimum* em área de fragmento florestal de floresta primária preservada e área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75 %, barras mostram os quartis de 10 e 90 %, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram *outliers*. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.

O dendrograma correspondente a análise de raízes de genótipos de *Stryphnodendron pulcherrimum* revelou a formação de dois grandes grupos, um correspondente aos indivíduos de 1 a 8 da área do fragmento florestal preservado e outro da área antropizada de floresta secundária com os indivíduos 9, 10, 12, 13, 14, 15 e 16 (Figura 14). Apenas o indivíduo 11 ficou sem correspondência ao grupo de indivíduos característicos da área antropizada. O agrupamento mostra que as raízes de cada área possuem características próprias que permitem a separação das áreas em dois grupos.

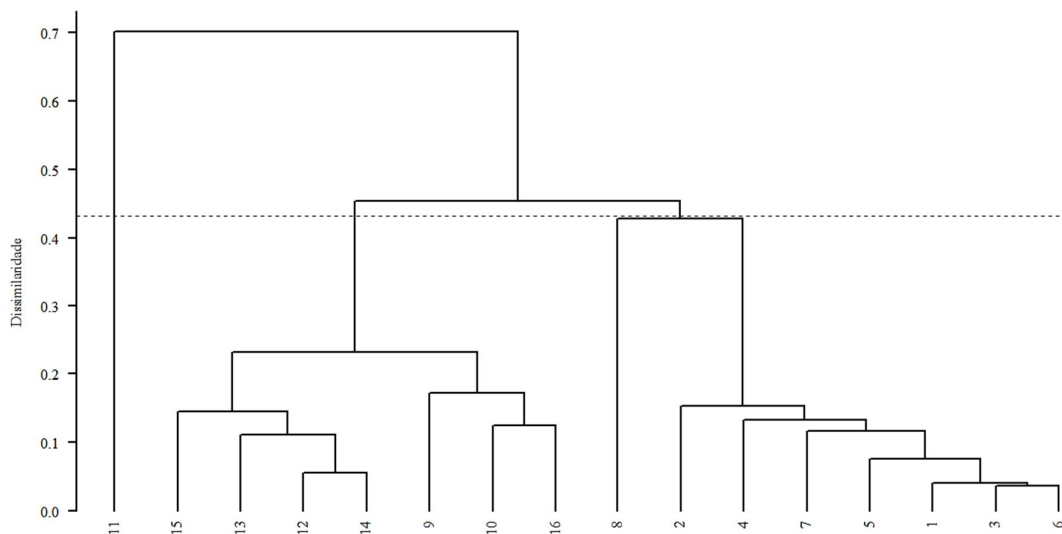


Figura 14. Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média entre dezesseis genótipos de *Stryphnodendron pulcherrimum* com base em análises de elementos químicos presentes nas raízes das plantas. Coeficiente de correlação cofenética $r = 0,9041$. A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977).

A representação da relação de similaridade entre os genótipos a partir de dois eixos foi realizada pela análise de escalonamento multidimensional não-métrico (Figura 15). Os indivíduos do fragmento florestal preservado ficaram mais próximos entre si, formando um grupo a parte dos componentes da área antropizada, confirmando os resultados das análises anteriores. Apenas os indivíduos 8 e 11 distanciaram do grupo de indivíduos da área antropizada e ficaram isolados em posições diferentes. A análise de PCA, apresentada no gráfico de dispersão, com ambas as coordenadas explicando 20,03% da variação total observada, confirma a separação em dois grupos, sendo cada grupo de indivíduos correspondente a uma área de origem (Figura 16).

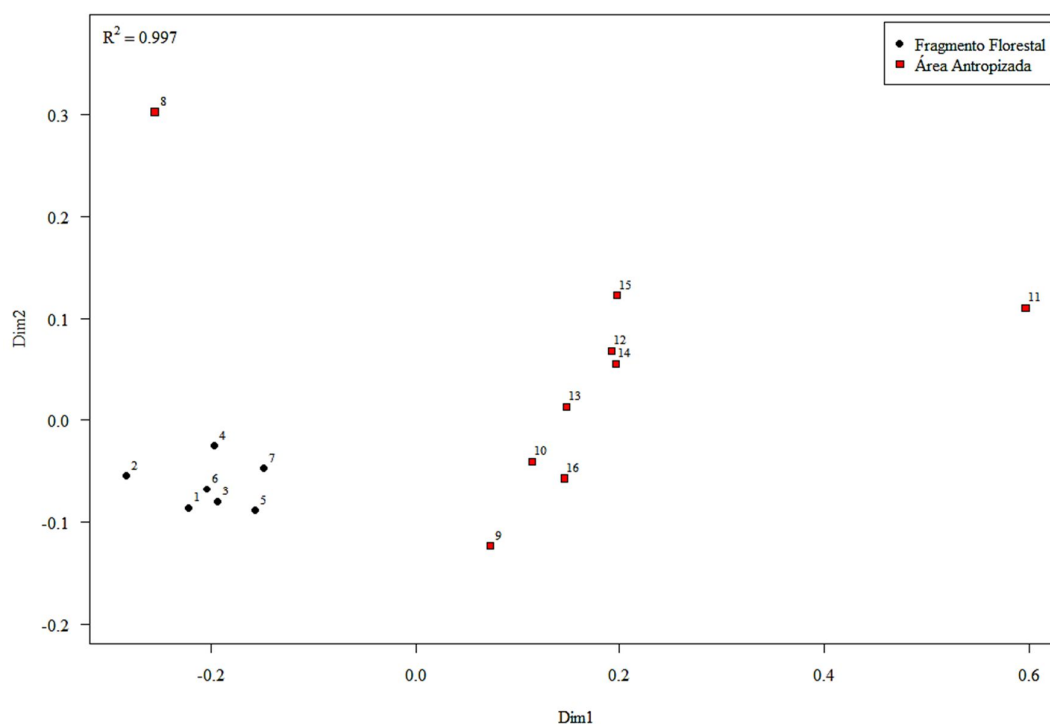


Figura 15. Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias genéticas entre dezesseis genótipos de *Stryphnodendron pulcherrimum*, com base nas análises da raiz.

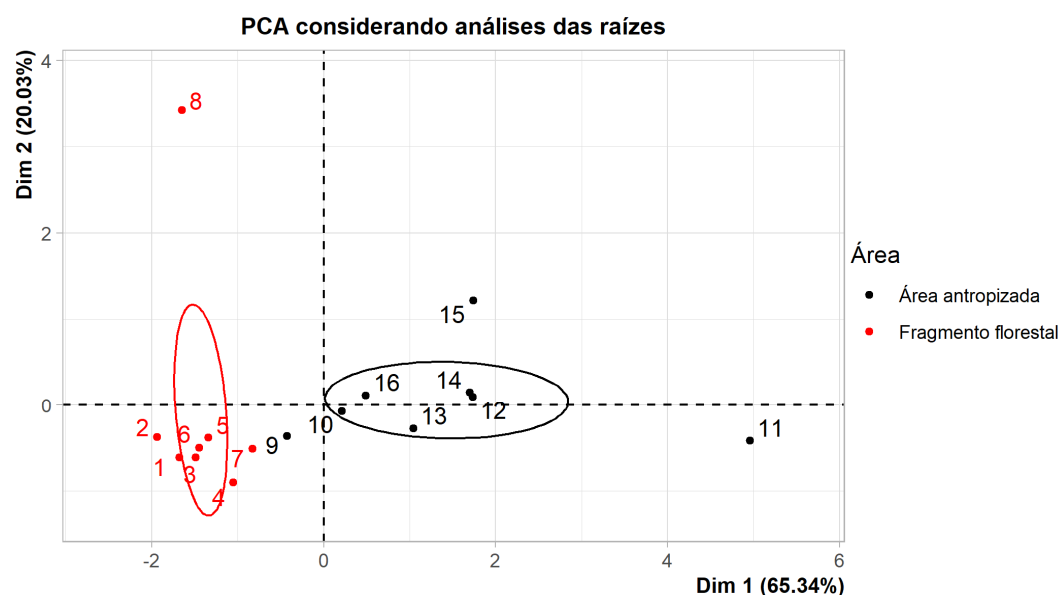


Figura 16. Análise de Componentes Principais (PCA) – Raiz de *Stryphnodendron pulcherrimum*. As elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.

Teor e conteúdo de componentes inorgânicos nas folhas de Stryphnodendron pulcherrimum

Os teores foliares de Mg, S, Cr, Ni, Se, Y e Yb (Figura 17), apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) nas áreas estudadas, área de fragmento florestal preservado e área antropizada.

A área de fragmento florestal, apresentou maiores medianas de S (14445,0 mg kg⁻¹), Cr (13,38 mg kg⁻¹), Ni (13,69 mg kg⁻¹) e Yb (811,80 mg kg⁻¹) (figura 17 b, c, d, g), uma redução média de 80,51, 93,27, 91,96 e 100%, respectivamente, em relação aos teores foliares na área antropizada. Por outro lado, a área antropizada proporcionou maior mediana para Mg (1909,00 mg kg⁻¹), Se (0,77 mg kg⁻¹) e Y (2,17 mg kg⁻¹) (Figura 17 a, d, e, f), não sendo observado o teor desses elementos na área de fragmento florestal. Foi verificado ainda, que a maior mediana de Mg no solo (dados não significativos), foi na área de fragmento florestal (4597,50 mg kg⁻¹) (Tabela 1). Entretanto, foi observado somente o teor e acúmulo foliar significativos na área antropizada (Tabela 2).

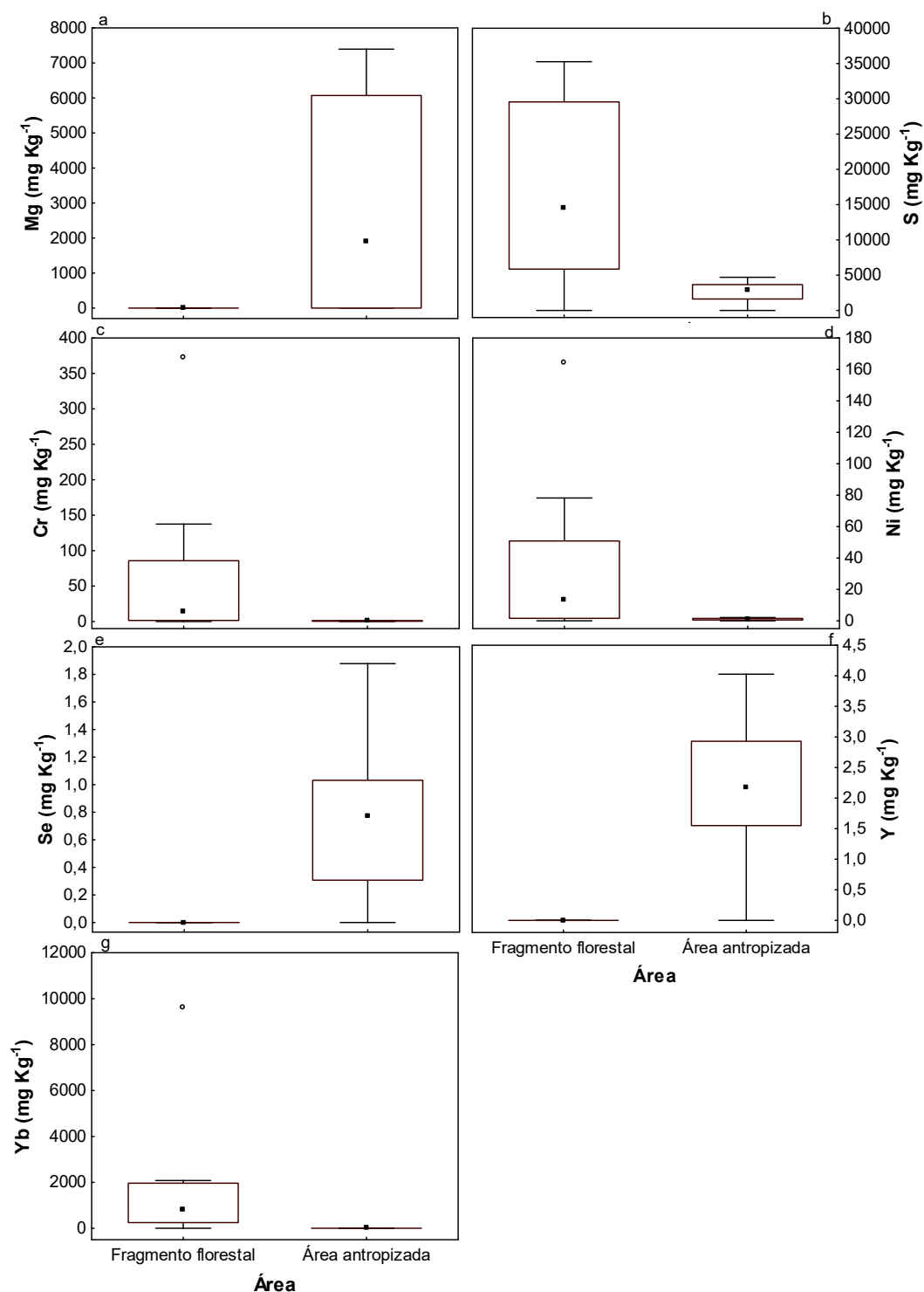


Figura 17. Comparação do teor foliar de magnésio (Mg) (a), enxofre (S) (b), crômio (Cr) (c), níquel (Ni) (d), Selênio (Se) (e), ítrio (Y) (f) e itérbio (Yb) (g) em folhas de *Stryphnodendron pulcherrimum* em área de fragmento florestal de floresta primária preservada e área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75 %, barras mostram os quartis de 10 e 90 %, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram *outliers*. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.

Os conteúdos foliares de Mg, S, Cr, Fe, Ni, Se, Y e Yb, foram influenciados significativamente ($p < 0,05$) pelas áreas de estudadas (Figura 18).

A área de fragmento florestal, apresentou maiores medianas de S (80,70 mg planta⁻¹), Cr (0,09 mg planta⁻¹), Fe (1,07 mg planta⁻¹), Ni (0,10 mg planta⁻¹) e Yb (3,74 mg planta⁻¹) (Figura 18 b, c, d, e, h), uma redução em média de 86%, 95,33%, 72,26%, 95,20% e 100%, respectivamente, nos conteúdos foliares desses elementos na área antropizada. Por outro lado, maiores medianas de Mg (8,38 mg planta⁻¹), Se (0,0033 mg planta⁻¹) e Y (0,0097 mg planta⁻¹), foram observadas na área antropizada (Figura 18 a, f, g). Nota-se, que houve teor e acúmulo foliar de Mg, Se e Y em *Stryphnodendron pulcherrimum* na área antropizada e que na área de fragmento florestal não foi constatado teor e acúmulo foliar para os elementos (Figuras 17 e 18).

O maior valor da mediana para o acúmulo foliar de Fe (1,07 mg planta⁻¹), foi proporcionado pela área de fragmento florestal (Figura 18 d), com 50% dos dados dispersos entre 0,48 e 2,58 mg planta⁻¹.

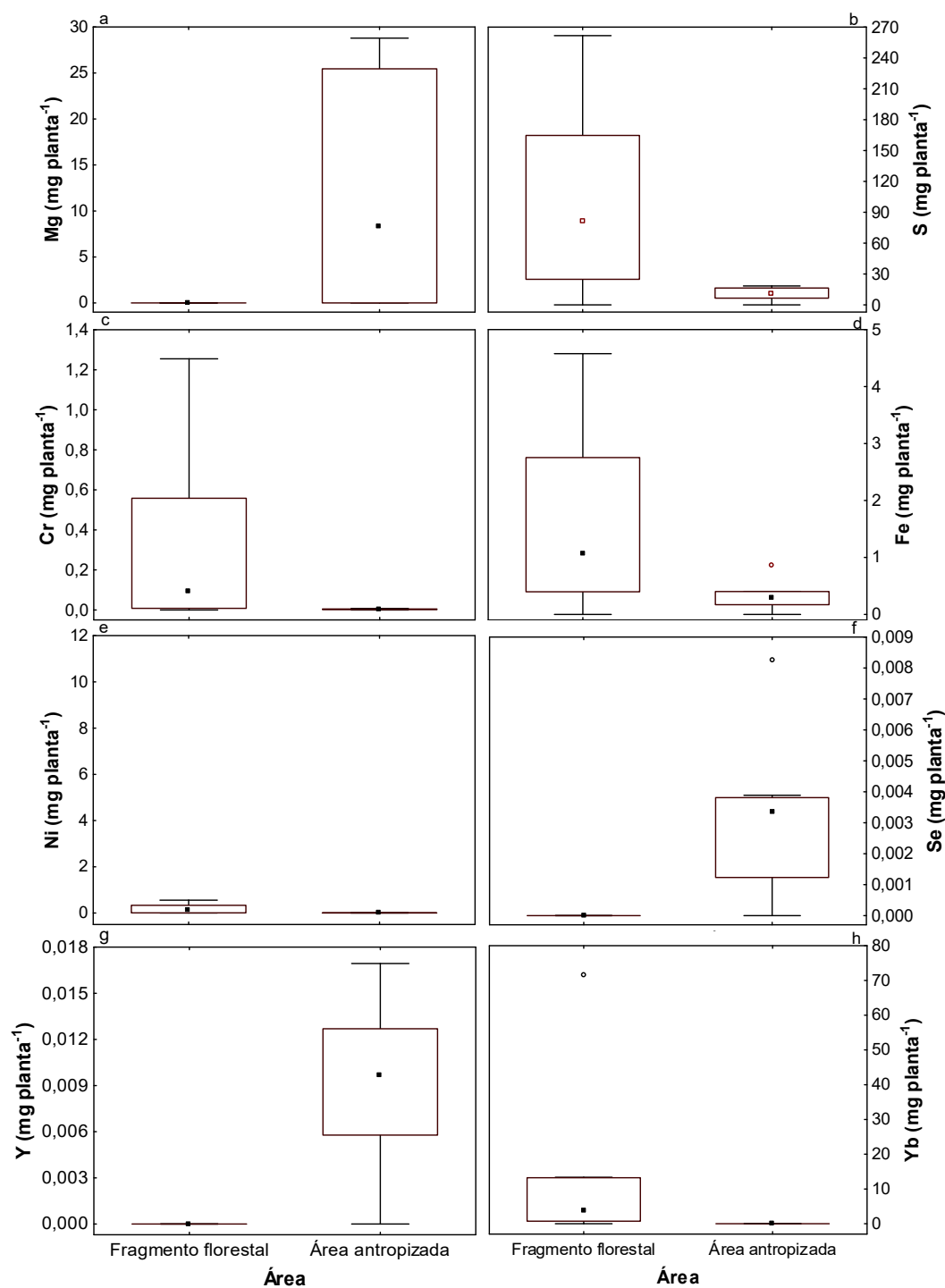


Figura 18. Comparação do conteúdo foliar de magnésio (Mg) (a), enxofre (S) (b), crômio (Cr) (c), ferro (Fe) (d), níquel (Ni) (e), Selênio (Se) (f), ítrio (Y) (g) e íterbio (Yb) (h) em folhas de *Stryphnodendron pulcherrimum*, em área de fragmento florestal de floresta primária preservada e área antropizada de floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. Caixas mostram os quartis de 25 e 75 %, barras mostram os quartis de 10 e 90 %, quadrados cheios mostram a mediana, círculos vazios mostram outliers. Significativo a 5% pelo teste não paramétrico Mean-Whitney.

O dendrograma correspondente a análise de folhas de genótipos de *S. pulcherrimum* revelou a formação de um grande grupo que contém indivíduos das duas áreas. Dentro do grupo, os indivíduos do fragmento florestal separaram-se na mesma ramificação (4, 3, 5 e 7) e os demais (10 a 16) pertencem à área antropizada. O indivíduo 1 e 2 do fragmento florestal formaram um pequeno grupo e o indivíduo 6 ficou isolado (Figura 19). O agrupamento mostra que a caracterização fenotípica proporcionou o agrupamento de indivíduo de áreas diferentes, apesar do efeito do ambiente.

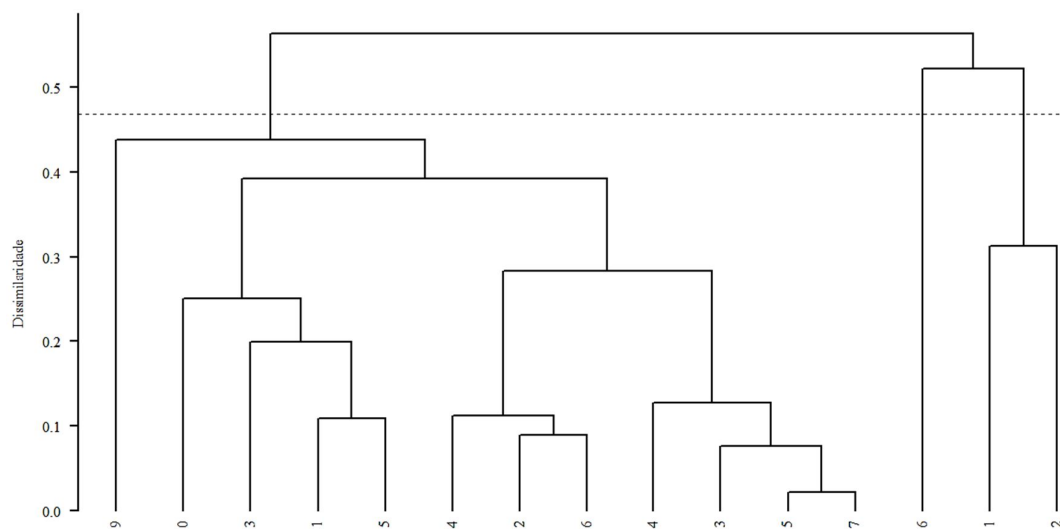


Figura 19. Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média entre dezesseis genótipos de *Stryphnodendron pulcherrimum* com base em análises de elementos químicos presentes nas folhas das plantas. Coeficiente de correlação cofenética: $r = 0,8254$. A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977).

A representação da relação de similaridade entre os genótipos a partir de dois eixos foi realizada pela análise de escalonamento multidimensional não-métrico (Figura 20). Quatro dos indivíduos do fragmento florestal preservado (2, 3, 4 e 5) ficaram mais próximos entre si, formando um grupo a parte dos componentes da área antropizada, confirmando os resultados das análises anteriores. Os indivíduos 1, 2 e 6 distanciaram do grupo de indivíduos do fragmento florestal preservado e ficaram isolados em posições diferentes, mas não se misturam com os indivíduos da área antropizada. A análise de PCA, apresentada no gráfico de dispersão, com ambas as coordenadas explicando 22,47% da variação total observada, confirma a separação em dois grupos, sendo cada grupo de indivíduos correspondente a uma área de origem (Figura 21).

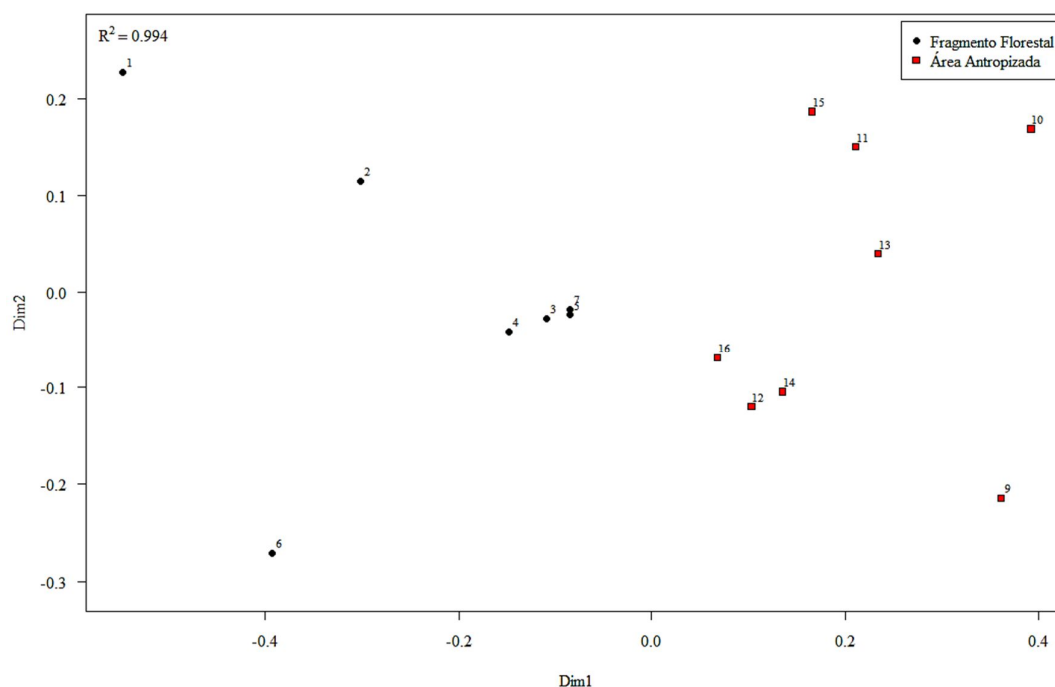


Figura 20. Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias genéticas entre dezesseis genótipos de *Stryphnodendron pulcherrimum*, com base nas análises da folha.

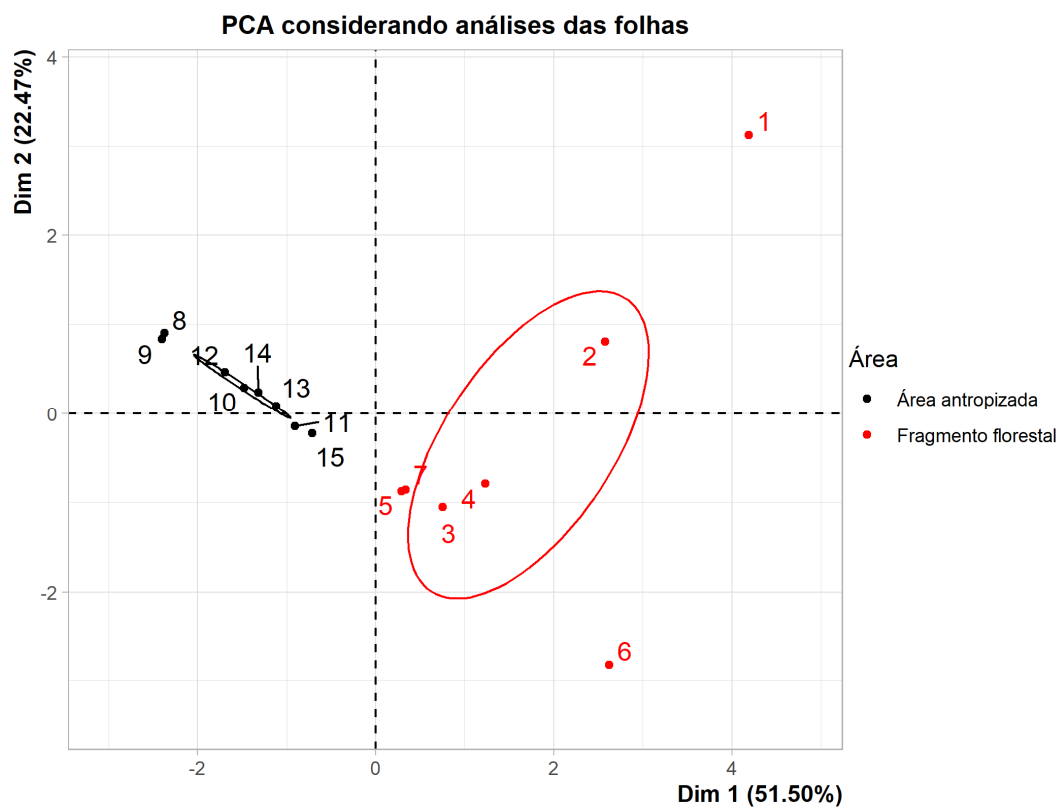


Figura 21. Análise de Componentes Principais (PCA) – Folhas de *Stryphnodendron pulcherrimum*. As elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.

Componentes de massa seca de Stryphnodendron pulcherrimum

O tipo de área analisada influenciou significativamente ($p < 0,05$) os parâmetros de crescimento (Tabela 3). De modo geral, na área de fragmento florestal, foi observado maior MSF ($6,47 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,23$) e RMF ($7,75 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,31$). Na área antropizada, foi verificado, maiores valores para MSR ($4,08 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,42$) e RMR ($4,08 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,04$). Na área de fragmento florestal, foram observados os menores valores para MSR ($1,28 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,23$) e RMR ($0,84 \text{ g kg}^{-1} \pm 0,02$), enquanto na área antropizada houve uma equiparação entre MSF e MSR, RMF e RMR com média de $4,08 \text{ g kg}^{-1}$ para as variáveis (Figura 22).

Tabela 3. Massa seca foliar (MSF), massa seca raiz (MSR), razão massa foliar (RMF) e razão massa raiz (RMR) de plantas de fragmento florestal preservado de floresta primária (FP) e de área antropizada (AA) de *Stryphnodendron pulcherrimum*.

Plantas	1 FP	2 FP	3 FP	4 FP	5 FP	6 FP	7 FP	8 FP	Média FP	9 AA	10 AA	11 AA	12 AA	13 AA	14 AA	15 AA	16 AA	Média AA
MSF	6,58	6,33	6,3	7,23	5,65	7,42	5,65	6,58	6,47	2,94	3,41	4,91	5,88	4,39	3,91	4,09	3,14	4,08
MSR	1,22	2,64	1,02	0,82	0,85	1,52	1,63	0,57	1,28	3,77	2,83	1,77	3,64	1,28	1,21	2,58	4,32	2,68
RMF	0,8436	0,7057	0,8607	0,8981	0,8692	0,83	0,7761	0,920 3	0,84	0,438 2	0,5465	0,735	0,6176	0,7743	0,7637	0,6132	0,4209	0,61
RMR	0,1564	0,2943	0,1393	0,1019	0,1308	0,17	0,2239	0,079 7	0,16	0,561 8	0,4535	0,265	0,3824	0,2257	0,2363	0,3868	0,5791	0,39

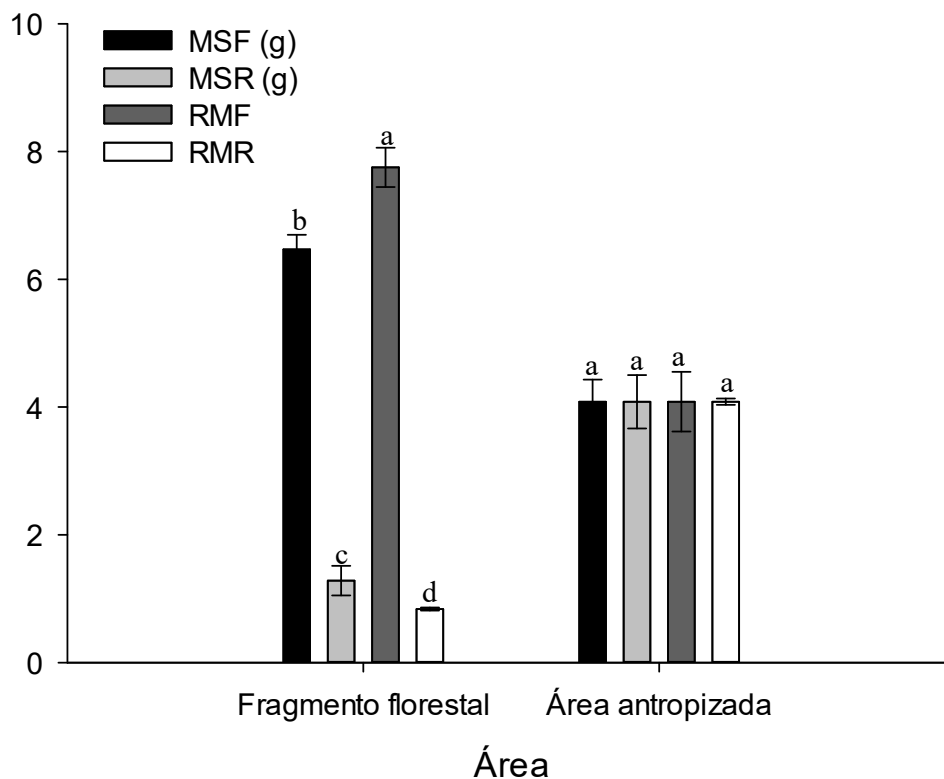


Figura 22. Massa seca foliar (MSF), massa seca da raiz (MSR), razão da massa seca foliar (RMF) e razão da massa seca da raiz (RMR), em árvores de *Stryphnodendron pulcherrimum* presentes em área de fragmento florestal de floresta primária preservado e área antropizada, floresta secundária em recomposição com descarte de resíduos sólidos domésticos. As barras de erro representam erro padrão da média. Significativo a 5% pelo teste Tukey.

O dendrograma correspondente a análise de massa seca dos genótipos de *Stryphnodendron pulcherrimum* revelou a formação de um grande grupo que contém indivíduos das duas áreas (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 11, 12, 13 e 14) e outro grupo menor formado por indivíduos da área antropizada (9, 10, 15 e 16) (Figura 23). O agrupamento mostra que a caracterização fenotípica proporcionou o agrupamento de indivíduo de áreas diferentes, apesar do efeito do ambiente e os indivíduos que em geral possuíam maiores relações de massa seca ficaram no grupo com maior número de indivíduos.

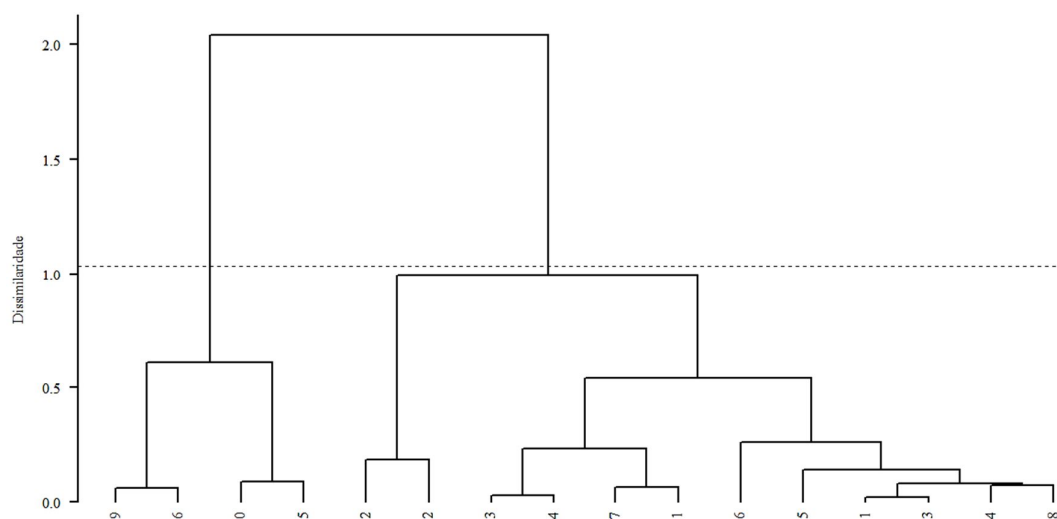


Figura 23. Análise de agrupamento (UPGMA) a partir da distância euclidiana média entre dezesseis genótipos de *Stryphnodendron pulcherrimum* com base em análises de massa seca das plantas. Coeficiente de correlação cofenética: $r = 0,7003$. A linha horizontal tracejada representa o corte estimado pelo método de Mojema (1977).

A representação da relação de similaridade genética entre os genótipos considerando a análise de massa seca dos indivíduos a partir de dois eixos foi realizada pela análise de escalonamento multidimensional não-métrico (Figura 24). Apenas o indivíduo 8 distanciou-se da posição dos indivíduos da área antropizada, confirmando os resultados das análises anteriores, em que os indivíduos da mesma área tendem a ficar mais próximos. A análise de PCA, apresentada no gráfico de dispersão, com ambas as coordenadas explicando 23,37% da variação total observada, confirma a separação em dois grupos, sendo cada grupo de indivíduos correspondente a uma área de origem (Figura 25).

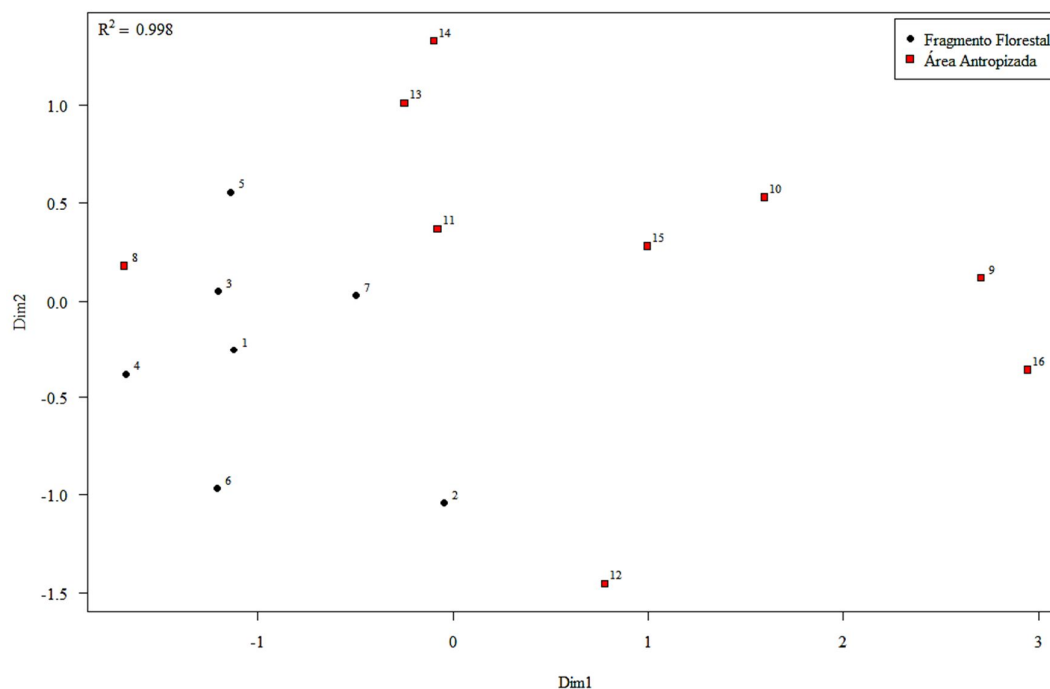


Figura 24. Análise de escalonamento multidimensional não-métrico das distâncias genéticas entre dezesseis genótipos de *Stryphnodendron pulcherrimum*, com base nas análises de matéria seca.

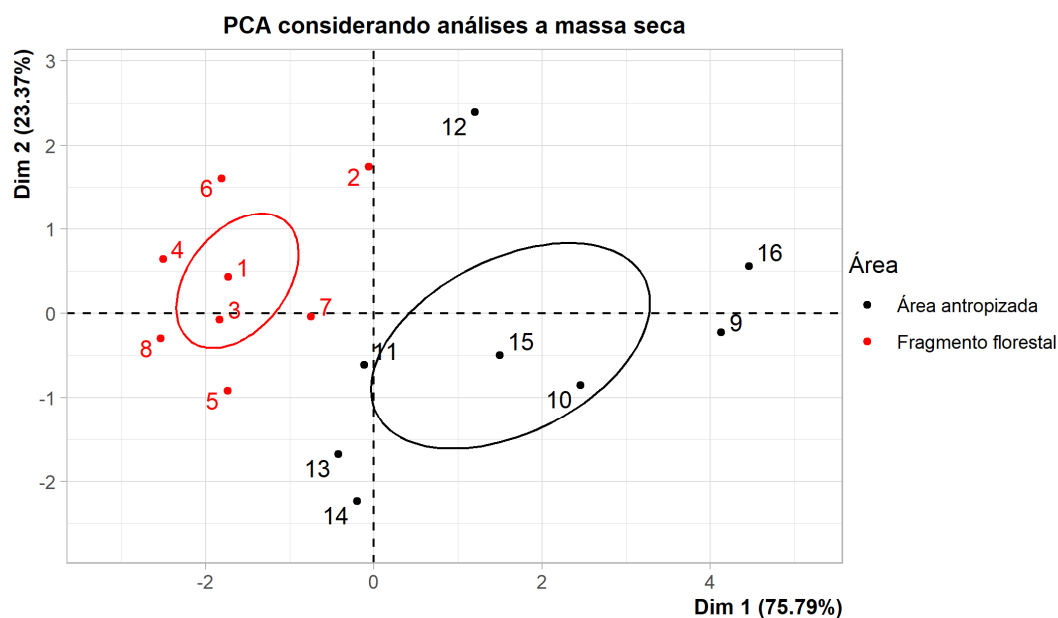


Figura 25. Análise de Componentes Principais (PCA) – Massa Seca de *Stryphnodendron pulcherrimum*. As elipses indicadas no gráfico representam as regiões de confiança para caracterização das áreas analisadas.

Correlações entre os caracteres analisados em Stryphnodendron pulcherrimum

Na Figura 26 foram representadas as correlações entre componentes inorgânicos, massa seca foliar (MSF), massa seca da raiz (MSR), razão da massa seca foliar (RMF) e razão da massa seca da raiz (RMR) de *Stryphnodendron pulcherrimum*. As correlações que apresentam valores positivos e significativos ao nível de 5% de probabilidade de erro,

pelo teste T, representadas em cor azul, foram MSF x F_S (0,7582), MSF x F_Yb (0,5517), MSR x F_Y (0,5915), MSTotal x F_S (0,5834), RMR x F_Se (0,5723), RMR x F_Y (0,7309), RRPA x F_Se (0,552), RRPA x F_Y (0,6681), MSF x R_Yb (0,8369), MSTotal x R_Yb (0,5228), RMPA x R_Yb (0,67) e RMR x R_I (0,5564). As correlações significativas negativas, em nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste T, foram representadas em vermelho, MSF x F_Se (-0,7522), MSF x F_Y (-0,7992), MSTotal x F_Se (-0,5605), RMPA x F_Se (-0,5723), RMPA x F_Y (-0,7309), MSF x R_I (-0,6128), MSR x R_Yb (-0,5119), RMR x R_Yb (-0,67) e RRPA x R_Yb (-0,6017).

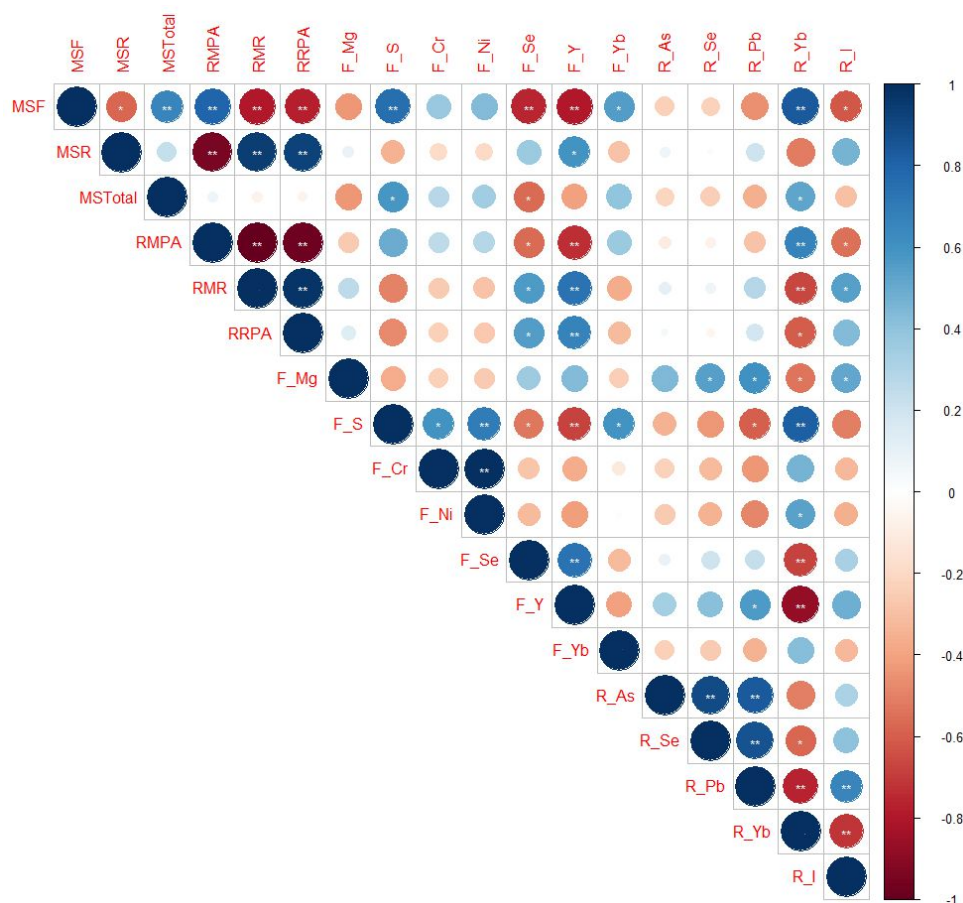


Figura 26. Correlação de Pearson entre componentes inorgânicos, massa seca foliar (MSF), massa seca da raiz (MSR), razão da massa seca foliar (RMF) e razão da massa seca da raiz (RMR) de *Stryphnodendron pulcherrimum*. Massa seca foliar (MSF), massa seca da raiz (MSR), razão da massa seca foliar (RMF), razão da massa seca da raiz (RMR), massa seca total (MSTotal), folha (F) e raiz (R).

Os genótipos que possuem valores acima da média da área para componentes inorgânicos na folha podem ser recomendados para a coleta de sementes para plantio visando fitorremediação para os elementos Cr (G5, G9, G12 e G13) e Ni (G3, G5, G8, G9, G12 e G14) e bioindicadores de Y (G8, G9, G10 e G113) e Yb (G3 e G6) (Tabela 4).

Tabela 4. Concentração foliar (mg.kg-1) de elementos em indivíduos de *Stryphnodendron pulcherrimum*, crescendo em dois ambientes da região Amazônica.

Elementos	Fragmento florestal								Área antropizada								Média
	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	Média	G8	G9	G10	G11	G12	G13	G14	G15	
Mg	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7394,0	5864,0	0,0	3818,0	0,0	6279,0	0,0	2919,4
S	27690,0	31440,0	10850,0	18040,0	4923,0	35270,0	6796,0	19287,0	10480,0	2420,0	3348,0	1092,0	3211,0	4707,0	3995,0	2168,0	3927,6
Cr	373,5	137,5	15,8	34,1	2344,0	11,0	0,7	416,7	10,6	1484,0	1509,0	0,7	1059,0	1046,0	0,3	0,6	638,8
Ni	164,3	78,2	7077,0	20,3	2119,0	23,5	1,0	1354,8	3474,0	2075,0	0,9	0,6	1358,0	1256,0	1685,0	0,4	1231,2
Se	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2761,0	1,1	0,6	0,2	1879,0	0,9	0,9	0,4	580,5
Y	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3846,0	4027,0	2339,0	2,9	1808,0	2981,0	1292,0	2002,0	2287,2
Yb	0,0	0,0	2079,0	1849,0	917,0	9619,0	706,6	2167,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

G = genótipo ou indivíduo,

DISCUSSÃO

Os solos da área de fragmento florestal, de floresta primária preservado, e área antropizada de floresta, secundária em recomposição, apresentaram pH em H₂O 4,0 e 3,0 respectivamente, permanecendo abaixo da faixa considerada adequada (5,5 - 6,2) para o crescimento satisfatório das plantas (CFSEMG, 1999). No entanto, pH abaixo do considerado ideal, são comuns em ambientes de floresta natural na Amazônia Central, que correspondem a ambientes de solos ácidos, com pH em H₂O em torno de 3,94 em latossolo (REBÊLO et al., 2020). Em pesquisa envolvendo a concentração de elementos traço nos solos urbanos de Manaus, os solos foram classificados como solos de acidez alta ou média com pH em água H₂O de 4,30 (FERREIRA et al., 2021a).

Dos 14 elementos considerados essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas, sete estavam presentes nos solos das duas áreas de estudo, em maior ou menor concentração, como por exemplo, o K, S, Fe, Cu, Cl, Co e o Ni (VATANSEVER; OZYIGIT; FILIZ, 2017; BARKER e PILBEAM, 2015). No entanto, alguns desses elementos essenciais, são também metaloides que em concentrações acima dos níveis adequados, apresentam efeito tóxico às plantas, como o Cu, Fe, Ni e Co (WU et al., 2018).

Em pH baixos do solo como os verificados nas áreas em estudo, em especial na área antropizada, ocorre a lixiviação de nutrientes essenciais e a solubilização e mobilização de elementos traços no solo, consequentemente, há o aumento dos teores desses elementos na solução do solo em concentrações biodisponíveis suficientes, tornando-os tóxicos para a maioria das plantas (ANTONIADIS et al., 2019). Além disso, a presença de elementos traços, em altas concentrações no solo, afeta o estabelecimento das plantas no ambiente e a disponibilidade dos elementos essenciais às plantas (BURGE E SALK, 2014). Para conseguir lidar com a diferença de pH dos solos, as plantas tendem a alterar a composição dos exsudatos das raízes a fim de adaptar estratégias de desintoxicação ou aquisição de nutrientes e resposta de defesa contra aos patógenos (TSAI; SCHMIDT, 2021).

Foi observado que as condições de pH do solo, na área de fragmento florestal, contribuíram para o menor crescimento radicular. Em solos ácidos há maior lixiviação de elementos essenciais, como o Ca²⁺ e o Mg²⁺, que são substituídos pelos íons H⁺ nos coloides, e o uso indiscriminado de fertilizantes à base de amônio, são os principais fatores que causam a acidez do solo (TSAI; SCHMIDT, 2021). Com pH baixo, a

concentração em níveis tóxicos de Al, Mn e Fe aumentam, reduzindo a disponibilidade de P e N afetando o desenvolvimento das plantas (TSAI; SCHMIDT, 2021).

Na área antropizada observamos que a concentração de K no solo ($0,06 \text{ g kg}^{-1}$) foi menor em relação à área de fragmento florestal ($0,14 \text{ g kg}^{-1}$). Isso pode ser em função da facilidade de o elemento ser lixiviado e pelo fato do K ficar de forma indisponível para a planta mais rapidamente (REBÊLO et al., 2020) devido ao grau de intemperismo do solo. É provável que a maior concentração de K na área de fragmento florestal possa ter influência da camada de serapilheira observada nesse ambiente em relação à área antropizada, onde era mínima ou inexistente. A disponibilidade de nutrientes em ecossistemas florestais tem sido atribuída à decomposição da matéria orgânica e ciclagem eficiente dos nutrientes da serapilheira (CURVELO et al., 2009; VIERA et al., 2013; BACHTOLD e MELO JÚNIOR, 2015).

As maiores concentrações de elementos traço nos solos, teores e acúmulo nas raízes foram encontrados na área antropizada (Tabela 1), onde foi observado que a massa seca foliar foi menor (Tabela 3). Possivelmente, devido ao solo da área apresentar condições bem ácidas (pH 3,0), que diminui a absorção de elementos essenciais e favoreceu concentrações de elementos traços. Também elevadas concentrações de metalóides favorecem a produção de radicais livres (espécies reativas de oxigênio - ERO), levando ao estresse oxidativo, causando danos ao tecido das plantas (SANTO; SOBRINHO; MAZUR, 2006). As ERO resultam em danos no DNA, mutações pontuais na sequência de nucleotídeos ou mesmo a nível de cromossomos para a adaptação das plantas na área contaminada. Os resultados são alterações diversas na síntese proteica que podem também causar celulares (TUTEJA et al. 2009). As ERO são geradas normalmente em consequência dos processos metabólicos das plantas devido à redução incompleta do O_2 (REJEB et al., 2014). No entanto, o equilíbrio entre a produção e a eliminação das ERO pode ser perturbado por vários fatores de estresse, como o aumento na concentração de metalóides (GILL e TUTEJA, 2010).

Os teores de Ni, Fe, Ti e Cr nas duas áreas de estudo, permaneceram dentro dos valores de referência ($3,5$, $20372,5$, $11504,3$ e $109,4 \text{ mg kg}^{-1}$), respectivamente, proposto para solos da Amazônia Central (REBÊLO et al., 2020). A predominância desses metais na área de fragmento florestal, com exceção do Fe, indica uma maior concentração desses elementos em solos mais argilosos e com acúmulo de matéria orgânica (REBÊLO et al., 2020). Foi observado que não houve absorção de Ni pelas raízes das plantas de *S. pulcherrimum*, ou seja, o que a planta absorveu foi diretamente para as folhas,

apresentando tanto teor como acúmulo foliar. Apesar disso, o teor de Ni foliar nas áreas de estudo permaneceu dentro dos níveis encontrados para tecidos de indivíduos (33 mg kg^{-1}) (BALOCH, 2021). Houve maior absorção de Cr pelas raízes das plantas na área antropizada sendo notado um leve teor e acúmulo na raiz e folha nesta área. A área de fragmento florestal proporcionou, no entanto, maior concentração do elemento nas folhas, permanecendo acima (10 mg kg^{-1}) dos valores considerados para tecidos de plantas (BALOCH, 2021). A concentração do elemento nas folhas foi superior à absorção da raiz, indicando que houve absorção foliar de Cr no fragmento florestal (SHAHID et al., 2017).

Atividades industriais são responsáveis por emissões significativas de elementos traços na atmosfera e estes podem ser transportados por longas distâncias (SHAHID, 2012; SHAHID, 2013). Esses metais são acumulados nas folhas das plantas por meio de transferência foliar após a deposição das partículas atmosféricas na superfície foliar (XIONG et al., 2014; SCHRECK et al., 2011). Plantas que crescem próximas a áreas industriais, como foi o caso de *S. pulcherrimum* no fragmento florestal urbano, apresentam altos teores foliares de metais pesados, como o Cr. Dessa forma, *S. pulcherrimum* é uma espécie potencial para estudos de biomonitoramento por estar próxima a área industrial e estradas a fim de avaliar a contaminação por Cr via deposição atmosférica.

Foi observado ainda, que Cr e Ti apresentaram comportamento semelhantes. Apesar da maior concentração desses elementos nos solos da área de fragmento florestal, houve maior teor nas raízes das plantas da área antropizada. Possivelmente, a presença da matéria orgânica na área de fragmento florestal pode ter atuado como uma barreira na absorção desses elementos pelas raízes, o que não é observado na área antropizada. De certa forma, isso indica que provavelmente o pH influenciou na disponibilidade de Cr e Ti, uma vez que o pH da área antropizada é menor (pH 3,0), quando comparado com a área de fragmento florestal que apresenta maior pH (pH 4,0).

Os teores dos elementos Co, Si e Ba na área de fragmento florestal e área antropizada ($17,6$, $2243,9$ e 11 mg kg^{-1}), respectivamente, permaneceram acima dos valores de referência de qualidade proposto para solos de áreas naturais na Amazônia Central (REBÊLO et al., 2020).

Considerado pouco abundante, a concentração do Co nos solos, varia entre 15 e 25 mg kg^{-1} (PILON-SMITS, 2009) e segundo a resolução do Conama (2013), o valor de prevenção para Co em solos é de 25 mg kg^{-1} , ou seja, concentração limite do elemento no solo. Com base nisso, as duas áreas de estudo: fragmento florestal e área antropizada,

apresentaram níveis elevados de Co, ultrapassando os limites de prevenção para uso do solo para a agricultura. Valores de referência de qualidade (VRQ), ou seja, a concentração natural de um elemento em solos que não foram modificados por atividade antrópica, foram determinados para solos da fronteira agrícola no sudoeste da Amazônia, compreendendo cerca de 15 a 21,3 mg kg⁻¹ do elemento no solo (SANTOS e ALLEONI, 2013).

Os resultados do presente trabalho, indicam que a concentração de Co nas duas áreas de estudo, estão acima dos níveis determinados e que precisam ser monitoradas. As áreas caracterizam-se por intenso tráfego de veículos nas avenidas principais. Estudos mostram que concentrações elevadas de Pb, Mn, Ni e Co no solo, estão relacionadas às emissões veiculares (CAI et al., 2013; LEE et al., 2006; LUO et al., 2015; YANG et al., 2015). O teor de Co nas raízes de *S. pulcherrimum* na área antropizada, permaneceu acima (0,1 – 10 mg kg⁻¹), da faixa considerada adequada em tecidos de plantas (PILON-SMITS et al., 2009). Foi observado que houve apenas o acúmulo de Co (0,08 mg planta⁻¹) nas raízes das plantas na área antropizada. Dessa forma, foi verificado que na área de fragmento florestal o elemento está em níveis adequados para a planta, não causando efeito tóxico, sendo observado principalmente pelas variáveis de crescimento. Com a diminuição do pH, o elemento passa a estar mais disponível à planta a níveis tóxicos, como acontece na área antropizada que apresenta solos bem ácidos, comprometendo o crescimento em biomassa foliar e radicular.

O valor de prevenção (VP) para Ba, segundo a resolução do Conama (2013) é de 150 mg kg⁻¹, valor limite da concentração do elemento no solo. No presente estudo a concentração do elemento nas duas áreas estudadas, foram superiores ao VP e na área de fragmento florestal foi superior aproximadamente 4,9 vezes ao VP. Em pesquisa cujo objetivo foi de investigar a poluição de solos por elementos traço e seus riscos à saúde humana para a população de Manaus, os autores encontraram concentrações de Ba de 7,45 mg kg⁻¹ e 19,66 mg kg⁻¹ para solos urbanos e primitivos, respectivamente (FERREIRA et al, 2021). Diante disso, os resultados desta pesquisa indicam que as duas áreas estão contaminadas pelo elemento e que a contaminação dos solos na área antropizada tem influência direta de atividades antrópicas a nível residencial (500 mg kg⁻¹), haja vista que as plantas estão inseridas em uma área com a presença de resíduo sólido urbano CONAMA (2013). Além disso, foi observado que na área de fragmento florestal essa contaminação apresentou valores próximo a níveis industriais (750 mg kg⁻¹) (CONAMA, 2013).

Por ser componentes de muitos compostos industriais, altos níveis de Cu, Ni, Cr, Co e Pb foram mencionados em pesquisas com solos próximos a áreas industriais (CHRISTOFORIDIS e STAMATIS 2009; MANTA et al., 2002; MORTON-BERMEA et al., 2009). De acordo com Ferreira et al. (2021), a influência da emissão veicular de alto tráfego, pode ser uma importante fonte secundária de Ba, Co, Ni, Cu e Pb, favorecendo altas concentrações de elementos nos solos da área antropizada. Apesar da alta concentração de Ba no solo da área de fragmento florestal, o elemento é mais absorvido pelas raízes das plantas da área antropizada, estando sua disponibilidade relacionada à diminuição do pH. No entanto, tanto o Co como o Ba não apresentam deslocamento do elemento para as folhas de *S. pulcherrimum*.

Da mesma forma, o teor de Al nas duas áreas de estudo, permaneceram acima (491,04 mg kg⁻¹), daqueles considerados adequados (REBÊLO et al., 2020). No fragmento florestal a concentração de Al no solo foi maior quando comparada a área antropizada. Logo, observamos que a biomassa radicular das árvores de *S. pulcherrimum* foi menor quando relacionadas a área antropizada, cuja concentração de alumínio foi menor. Dessa forma, o Al afetou o crescimento das plantas nessa área, uma vez que o Al inibe o crescimento, altura, arquitetura e interrompe o alongamento da raiz (REHMUS et al. 2015). Apesar da sua alta concentração no solo, não houve teor e acúmulo do elemento nas plantas de *S. pulcherrimum*.

Altos valores de Al trocável no solo das duas áreas de estudo já eram esperados, isto porque o Al é terceiro metal mais abundante na crosta terrestre (SCHMITT et al., 2016), geralmente incorporado na forma precipitada como gibbsita ou forma inofensiva de aluminossilicatos (SINGH et al., 2017). Em solos ácidos (pH<5,0) a biodisponibilidade do Al é mais alta, como é o caso dos solos da área de fragmento florestal e área antropizada (pH 4,0 e 3,0), respectivamente, onde se inicia a solubilização do Al o que leva a possível liberação da sua forma fitóxica, Al³⁺, monomério que fórmula outras formas mononucleares como AlOH²⁺, Al(OH)²⁺, Al(OH)₃, e Al(OH)₄ (SINGH et al., 2017). No entanto, o Al³⁺ é considerado o mais tóxico (PARKER et al., 1989; KOCHIAN, 1995; KINRAIDE, 1997; PANDA e MATSUMOTO, 2007; VARDAR e UNAL, 2007; SILVA, 2012; SCHMITT et al., 2016).

Com pH ácido e altas concentrações de Al há restrição no crescimento radicular, pois este elemento compromete o alongamento e divisão das células (BOJÓRQUEZ-QUINTAL et al., 2017), prejudicando a absorção de nutrientes, inibindo o crescimento das plantas (SINGH et al., 2017). A presença de Al também é relatada pelos fatores

antrogênicos, como por exemplo, atividade de mineração e precipitação ácida (KOCHIAN, et al., 2004). Sendo, a toxidade por alumínio em solos ácidos uma das principais limitações para a produção de culturas em várias parte do mundo (RYAN E KOCHIAN, 1993; KOCHIAN, 1995; MA, 2000; POSCHENRIEDER, 2008; NUNES-NESI et al., 2014), limitando a produção de biomassa acima do solo e proporcionando um lento ciclo de nutrientes (BRUIJNZEEL 2001; BRUIJNZEEL e VENEKLAAS 1998; HAFKENSCHIED 2000; LEUSCHNER et al., 2007). Apesar da sua alta concentração no solo, não houve teor e acúmulo do elemento nas plantas de *S. pulcherrimum*.

Os elementos Cu e Yb na área de fragmento florestal, apresentaram teores acima, 3,5 e 0,77 mg kg⁻¹, respectivamente, dos valores de referência para solos de áreas naturais na Amazônia Central e valores naturais para elementos de terras raras em solos da Amazônia Brasileira (REBÊLO et al., 2020; FERREIRA et al., 2021b). Foi observado que para Yb, as árvores de *S. pulcherrimum* apresentaram expressivo teor no solo, raiz e folhas e que praticamente o que a planta absorveu pelas raízes foi translocado às folhas, sendo o teor foliar superior ao teor nas raízes. Altos níveis de elementos pesados nas folhas, pode estar relacionado a absorção foliar (SHAHID et al., 2017).

Foi observado que o teor de Cu no solo da área de fragmento florestal permaneceu acima dos limites considerados ideais, enquanto na área antropizada permaneceu dentro dos limites adequados. Esse comportamento pode ser explicado devido à pressão antrópica que o fragmento florestal (Campus UFAM) sofre, especialmente com a instalação do polo industrial de Manaus e o aumento do tráfego veicular, pressionando a vegetação do fragmento (FERREIRA et al., 2021a). A concentração de Cu observada neste estudo para a área de fragmento florestal, permaneceu acima dos valores de referência (9,55 mg kg⁻¹) determinados para solos urbanos na cidade de Manaus (FERREIRA et al., 2021a). Considerado um importante micronutriente, o Cu é encontrado naturalmente em rochas, água e ar, enquanto suas principais fontes antropogênicas incluem indústrias com refino, metalúrgica, fertilizantes, fungicidas, fabricação de produtos químicos, tintas, resíduos agrícolas e municipais e escoamento de águas pluviais, bem como emissões por meio do tráfego veicular (AMEH e SAYES, 2019; LEYGRAF et al., 2019). O Cu está presente em combustíveis automotivos, motores, lubrificantes e pneus, que podem dispersar partículas metálicas no ar e essas por sua vez se depositam no solo, tornando a concentração de Cu maior em solos urbanos (MIELKE et al., 2000). Apesar da alta concentração do elemento no solo, não houve teor e acúmulo do metal nas raízes e folhas de *S. pulcherrimum*, nas duas áreas de estudo,

indicando que elemento não está na sua forma disponível, entretanto é necessário monitorar a concentração de Cu nesse solo.

Observamos ainda, que os elementos Ni, Yb e Rb ocorreram apenas nos solos da área de fragmento florestal. Maiores concentrações de Rb em fragmentos florestais, pode ser atribuída a sua ocorrência natural, devido ao elemento ser comum na crosta terrestre e apresentar maiores concentrações em solos argilosos e pesados (SARAIVA, 2007; KABATA-PENDIAS, 2011), como são os solos da área de fragmento florestal.

Teores de Sc e Y, foram observados apenas no solo da área antropizada. Para esses elementos, não há valores de referência para solos (CONAMA, 2013). No entanto, os níveis de Sc e Y foram determinados em solos da Amazônia brasileira ($20,88 \text{ mg kg}^{-1}$ e $43,83 \text{ mg kg}^{-1}$), respectivamente (FERREIRA et al., 2021). A ocorrência de Sc, Y e Nb, indicam que esses elementos estão disponíveis na área antropizada em função do menor pH (pH 3,0). Os elementos de terras raras englobam Sc, Y e a série dos lantanídeos. Sua concentração natural em solos, dependem do material de origem, dos processos de formação do solo, sendo adicionados ao solo gradativamente por atividades antrópicas, além disso, são considerados poluentes emergentes (FERREIRA et al., 2021).

O Y é considerado um elemento de terras raras, que ao contrário do nome, está amplamente distribuído nos solos e plantas, no entanto, pouco se conhece sobre seus efeitos no crescimento e desenvolvimento das plantas (MAKSIMOVIC et al., 2014; MARKERT, 1987). Para níveis de Y em raízes e folhas de *S. pulcherrimum*, não há valores de referência. No entanto, efeitos benéficos, tóxicos ou nulos de Y, foram observados no metabolismo de plantas, afetando seu crescimento e rendimento da colheita sob condições controladas e de campo (ZENG et al., 2006; HU et al., 2004). Estudos envolvendo o efeito do Y em espécies arbóreas são incipientes. Por outro lado, em plantas jovens de milho, o aumento na concentração de Y reduziu o crescimento e o desempenho fotossintético causando um efeito desfavorável nos processos fisiológicos e consequentemente no crescimento das plantas (MAKSIMOVIC et al., 2014). Foi observado maior concentração do elemento na raiz em comparação com as folhas, indicando que a absorção de Y pelo sistema radicular é mais intensa do que sua translocação para as folhas. Os resultados corroboram com os encontrados por Maksimovic et al. (2014), cujas taxas de absorção e acúmulo de Y na raiz foram superiores em comparação com outras partes da planta. Devido às suas aplicações na indústria moderna, agricultura, medicina e biotecnologia, há um interesse crescente no estudo do elemento (FERREIRA et al., 2021), no entanto concentrações do elemento nas

folhas e caule devem ser investigados, uma vez que são usadas para fins medicinais, o que pode comprometer na saúde humana.

Da mesma forma, o Nb apresentou teor somente na área antropizada. Para o elemento até o momento não há estabelecido valores de referência de qualidade para solos da Amazônia Central e do Brasil (REBÊLO et al., 2020; CONAMA, 2013). Não é possível concluir se a concentração de Nb no solo da área antropizada está relacionada ao material de origem do solo ou atividades antrópicas. No entanto, altas concentrações do elemento foram observadas em tipos de solo latossolo (MELFI et al., 1991; KABATA-PENDIAS, 2011; SANTOS, 2013). O Nb é considerado um elemento essencial para o Brasil e é utilizado principalmente na produção de ligas metálicas, com elevada resistência mecânica e maleabilidade, uso em vidros, baterias e catálise (BRUZIQUESI et al., 2019). Apesar do fragmento florestal estar inserido próximo ao polo industrial de Manaus, não foi verificada a concentração do elemento no fragmento florestal.

Os teores de Sr e Pb na área antropizada, ficaram acima (13,7 e 13 mg kg⁻¹), respectivamente, do valor de referência proposto para solos de áreas naturais na Amazônia Central (REBÊLO et al., 2020; CONAMA, 2013). O Pb apresentou teor no solo e nas raízes de *S. pulcherrimum*. Isso indica, que praticamente todo o Pb disponível no solo é absorvido pelas raízes, no entanto, o elemento não é translocado até as folhas.

Foi verificada maior concentração de Sr no solo da área antropizada. Maior teor do elemento é encontrado em solos do tipo latossolo e estão associados ao tipo de solo que podem apresentar maior concentração de silte e argila e principalmente um menor pH, tornando-se pouco solúveis e mais presente no solo (REBÊLO et al., 2020).

Valores de referência para Br, I e Hf, não foram estabelecidos até o presente momento para solos da Amazônia Central (REBÊLO et al., 2020; CONAMA, 2013). Na área de fragmento florestal houve maior concentração de Br. Enquanto, na área antropizada, maior concentração de I e Hf foram encontrados. Por outro lado, os teores dos elementos Y, Sc, Nb e Hf, foram observados apenas nos solos da área antropizada.

Os resultados indicaram que as concentrações de elementos traços contidos nas áreas de estudo interferiram no crescimento das plantas da espécie. Na área de fragmento florestal a espécie investiu mais em biomassa foliar, enquanto na área antropizada a biomassa radicular e foliar foram similares. O que demonstra que os elementos traços em quantidade superiores ao VRQ no solo promoveram danos fisiológicos que comprometeram o crescimento das plantas (SANTO, SOBRINHO e MAZUR, 2006). As correlações negativas significativas: MSF x F_Se (-0,7522), MSF x F_Y (-0,7992),

MSTotal x F_Se (-0,5605), RMPA x F_Se (-0,5723), RMPA x F_Y (-0,7309), MSF x R_I (-0,6128), MSR x R_Yb (-0,5119), RMR x R_Yb (-0,67) e RRPA x R_Yb (-0,6017) mostram que quanto maior foi o valor desses metaloides menor foi o valor da característica correlacionada. As correlações positivas significativas: MSF x F_S (0,7582), MSF x F_Yb (0,5517), MSR x F_Y (0,5915), MSTotal x F_S (0,5834), RMR x F_Se (0,5723), RMR x F_Y (0,7309), RRPA x F_Se (0,552), RRPA x F_Y (0,6681), MSF x R_Yb (0,8369), MSTotal x R_Yb (0,5228), RMPA x R_Yb (0,67) e RMR x R_I (0,5564), mostram que quanto maior foi o valor desses metaloides maior foi o valor da característica correlacionada. Os componentes inorgânicos que apresentaram maior correlação positiva significativa para aumentar massa seca foliar, indicaram um maior vigor de plantas, tanto na capacidade de absorver elementos essenciais à planta, como também de impedir que elementos traços não essenciais reduzam o crescimento.

A maioria dos elementos traços que ocorrem naturalmente no solo, não estão na forma biodisponível para a absorção pelas plantas (ANTONIADIS, 2019). Ao contrário do que ocorre com os elementos traços adicionados ao solo por fontes antropogênicas que normalmente apresentam uma alta biodisponibilidade (BOLAN et al., 2014; BOLAN et al., 2013; LAMB et al., 2009). Entretanto, sua fitodisponibilidade está relacionada a fatores associados ao solo (pH, potencial redox, capacidade de troca catiônica, tipo e textura do solo e teor de matéria orgânica) e fatores associados a plantas (como exsudatos de raízes e associação de microrganismos e rizosfera), o que se pode afirmar que a ecologia das populações de plantas é influenciada diretamente pelas propriedades físicas e químicas do solo (SHEORAN; POONIA, 2016). Dessa forma, a utilização de tecnologias que quantifiquem de forma eficiente a concentração de elementos traço no sistema solo-planta são de suma importância.

Estudos têm revelado que o efeito tóxico de elementos traço nas plantas são os mais adversos e que este 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, restringir o crescimento de todas as plantas, exceto as mais tolerantes (WONG, 2003).

A dispersão dos genótipos analisados na PCoA e análises de escalonamento multidimensional para todos os caracteres, geralmente concordou com os grupos identificados em relação ao tipo de área estudada, fragmento florestal e área antropizada (Figuras 8, 9, 15, 16, 20, 21, 24 e 25). 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 de identificar diferenças no teor de diferentes elementos químicos e o acúmulo de componentes inorgânicos e pode ser usado para seleção.

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 14, 19 e 23). Embora não se tenha repetição e só possa ser feito seleção massal, os resultados de agrupamento e dispesão da análise de solos rizosféricos mostram proximidade das amostras de uma mesma área, que indicam a possibilidade de menor variância ambiental interna a cada área, permitindo comparar os indivíduos dentro de cada local. Para a seleção de genótipos superiores é recomendável a realização de estudos para estimar a herdabilidade dos caracteres estudados, uma vez que a seleção massal realizada só será eficiente para caracteres de alta herdabilidade. Também recomenda-se analisar a concentração dos elementos nas folhas ao longo do ano, pelo menos quanto avaliações no ano espaçadas por três meses, para verificar a repetibilidade dos caracteres estudados.

CONCLUSÃO

Os altos teores de elementos traço nos solos em áreas antropizadas refletem condições menos favoráveis para desenvolvimento de árvores de *Stryphnodendron pulcherrimum*.

Existe variabilidade fenotípica em plantas de *S. pulcherrimum* para teores de elementos traços em áreas de fragmento florestal preservado e área antropizada que necessitam estudos visando o entendimento do controle genético e/ou ambiental para a capacidade de bioacumulação desses elementos.

Indivíduos da espécie no fragmento florestal preservado do Campus UFAM apresentam altas concentrações foliares de Cr e Yb, sugerindo que *S. pulcherrimum* possa ser uma espécie potencial para estudos de fitorremediação ou bioindicação desses elementos, por estar próxima a área industrial e estradas a fim de avaliar a contaminação desses elementos via deposição atmosférica e nos solos.

Indivíduos da espécie na área antropizada de Novo Airão (AM) apresentam altas concentrações foliares de Cr, Ni e Y, sugerindo que *S. pulcherrimum* possa ser uma

espécie potencial para estudos de fitorremediação ou bioindicação desses elementos nos solos.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, 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.**22, 8148–8162.
- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M.A. (2013). Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869-881.
- 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.**22, 10669–10678.
- ALMEIDA, D.; ANDRÉ, M.; SCARIOT, E.; FUSHITA, A.; SANTOS, J.; BOGAERT, J. (2018). Temporal change of Distance to Nature index for anthropogenic influence monitoring in a protected area and its buffer zone. **Ecol Ind** 91:189–194.
- AMEH, T.; SAYES, C.M.; (2019). The potential exposure and hazards of copper nanoparticles: a review. **Environ. Toxicol. Pharmacol.** 71, 103220.
- ANDRADE, A. O. (2012). Migração para Manaus e seus reflexos socioambientais. **Somanlu**.
- 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.** 171, 621–645.
- ANTONIADIS, V.; SHAHEEN, S.M.; LEVIZOU, E.; SHAHID, M.; NIAZI, N.K.; VITHANAGE, M., ... & Rinklebe, J. (2019). A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: Are they protective concerning health risk assessment? -A review. **Environment international**, 127, 819-847.
- ARAÚJO, E. S. (2009). Desenvolvimento urbano local: O caso da Zona Franca de Manaus. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, 1(1), 33–42.
- BACHTOLD, B.A.; MELO JUNIOR, J.C.F. (2015). Plasticidade morfológica de *Calophyllum brasiliense* Camb. (Calophyllaceae) em duas formações de restinga no sul do Brasil. **Acta Biológica Catarinense**. 2(2). doi: 10.21726/abc.v2i2.165.
- BALOGH, S. (2021). Essential and Non-Essential Elements in Medicinal Plants-A Review. **Biomedical Journal of Scientific & Technical Research**, 33(4), 26098-26100.
- BARKER, A.V.; & PILBEAM, D.J. (Eds.). (2015). Handbook of plant nutrition. CRC press.

- BELTRESCHI, L.; LIMA, R.B. de; CRUZ, D.D. da. (2019). Traditional botanical knowledge of medicinal plants in a “quilombola” community in the Atlantic Forest of northeastern Brazil. **Environ Dev Sustain** 21:1185–1203.
- BOJÓRQUEZ-QUINTAL, E.; ESCALANTE-MAGAÑA, C.; ECHEVARRÍA-BORGO, 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**, 115: 119–125.
- 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.** 225, 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, 1972, p. 2.
- BRUIJNZEEL L.; VENEKLAAS, E. (1998). Climatic conditions and tropical, montane forest productivity: The fog has not lifted yet. **Ecology**, 79(1):3–9. doi:10.2307/176859
- BRUIJNZEEL, L.A. (2001). Hydrology of tropical montane cloud forests: A reassessment. **Water Resour Res**, 1:1–18.
- BRUZIQUESI, C. G.; BALENA, J. G.; PEREIRA, M. C.; SILVA, A. C.; & OLIVEIRA, L. C. (2020). Nióbio: um elemento químico estratégico para o Brasil. **Química Nova**, 42, 1184-1188.
- BURGE, D.O.; SALK, C.F.; (2014). Serpentine soils lower the elevational limits of California native plants. **J. Veg. Sci.** 25 (3), 873–884.
- CAI, Q.Y.; MO, C.H.; LI, H.Q.; LU, H.; ZENG, Q.Y.; LI, Y.W.; WU, X.L. (2013). Heavy metal contamination of urban soils and dusts in Guangzhou. South China. **Environmental Monitoring and Assessment**, 185(2), 1095–1106. [https:// doi.org/10.1007/s10661-012-2617-x](https://doi.org/10.1007/s10661-012-2617-x).
- CARVALHO, R.M. (2001). *Uma Introdução à Geografia do Amazonas*. Boa Vista: Ed. Gráfica Real.
- CEMPEL, M.; NIKEL, G. (2006). Nickel: a review of its sources and environmental toxicology. **Pol. J. Environ. Stud.** 15, 375–382.
- CFSEMG – Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. (1999) Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais. 5ª aproximação. p. 359. Viçosa: CFSMG.
- CHEHREGANI, A.; MALAYERI, B.E. (2007). Removal of heavy metals by native accumulator plants. **Int. J. Agri. Biol.** 9, 462–465.
- CHRISTOFORIDIS, A.; STAMATIS, N. (2009). Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala’s region. Greece. **Geoderma**, 151(3–4), 257–263. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.04.016>.
- COBBETT, C.S. (2000). Phytochelatin biosynthesis and function in heavy-metal detoxification. *Curr. Opin. Plant Biol.* 3, 211–216.
- CONAMA. Resolução no 460, de 30/12/2013. **In:** Resoluções do CONAMA. Brasília, DF: DOU, 2013. p. 153.
- COSTA, J.; ALVES, N. (2018). Os recursos estratégicos da Amazônia brasileira e a cobiça internacional. **Rev Perspect.** Porto Alegre 11(20):65–86.

- 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.
- CRUZ, C. D.; REGAZZI, A. J.; CARNEIRO, P. C. S. (2012). **Modelos Biométricos Aplicados ao Melhoramento Genético**. Viçosa: UFV.
- CURVELO, K.; CALASSANS, N.A.; LOBÃO, D.E.; SODRÉ, G.A.; PEREIRA, J.M.; MAR, P.C.L. et al. (2009). Aporte de nutrientes na serapilheira e na água do solo em cacau: cabruca, floresta secundária e pastagem. **Agrotropica**.21(1):55-64.
- D'ANTONA, R.J.G.; REIS, N.J.; MAIA, M.A.M.; ROSA, S.F.; NAVA, D.B. (2007). Projeto Materiais de Construção na área Manacapuru – Iranduba - Manaus – Careiro (Domínio Baixo solimões). Manaus: CPRM – Serviço Geológico do Brasil.
- DABONNE, S.; KOFFI, B.; KOUADIO, E.; KOFFI, A.; DUE, E.; KOUAME, L. (2010). Traditional utensils: Potential sources of poisoning by heavy metals. **Br. J. Pharm. Toxicol.** 1, 90–92.
- DICKSON, A.; LEAF, A.; HOSNER, J. F. (1960). Quality appraisal of white spruce and white pineseedling stock in nurseries. **Forestry chronicle**, v. 36, p. 10-13.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2006). *Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 2 ed. p. 306. Rio de Janeiro: *Embrapa Solos*.
- FAGUNDES, C.; VOGT, R.; SOUZA, R. DE.; PAULO, M. DE. (2018). Vulnerability of turtles to deforestation in the Brazilian Amazon: indicating priority areas for conservation. **Biol Conserv** 226:300–310.
- FERREIRA, M. da S.; FONTES, M.P.F.; PACHECO, A.A. et al (2021a). Riscos à saúde de oligoelementos potencialmente tóxicos em solos urbanos da cidade de Manaus, Amazonas, Brasil. **Environ Geochem Health**. 43, 3407–3427. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00834-0>
- FERREIRA, M. da S. et al. (2021b). Geochemical signatures and natural background values of rare earth elements in soils of Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, v. 277, p. 116743.
- FERREIRA, M.; COELHO, A. (2015). Desmatamento Recente nos Estados da Amazônia Legal: uma análise da contribuição dos preços agrícolas e das políticas governamentais. **Rev Econ Sociol Rural**.
- FERREIRA, M.S.; FONTES, M.P.F.; PACHECO, A.A.; KER, J.C.; LIMA, H.N. (2021). Health risks of potentially toxic trace elements in urban soils of Manaus city, Amazon, Brazil. *Environment Geochem Health*,
- FESTIN, E.S. et al. (2019). Biological traits of tropical trees suitable for restoration of copper-polluted lands. **Ecological Engineering**, v. 138, p. 118-125.
- FIELD, A. (2013). **Discovering statistics using IBM SPSS statistics**. 4. Ed. London: SAGE.
- FUCHS, R., ALEXANDER, P., BROWN, C., COSSAR, F., HENRY, R.C., ROUNSEVELL, M. (2019). Why the US-China trade war spells disaster for the Amazon. **Nature** 567, 451–454.
- GILL, S.S., TUTEJA, N. (2010). Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. **Plant Physiology and Biochemistry**, 48, 909–930.
- GOHRE, V.; PASZKOWSKI, U. (2006). Contribution of the arbuscular mycorrhizal symbiosis to heavy metal phytoremediation. **Planta** 223, 1115–1122.

- GOMES, M.A.; HAUSER-DAVIS, R.A.; de SOUZA, A.N.; VITÓRIA, A.P. (2017). Metal phytoremediation: General strategies, genetically modified plants, and applications in metal nanoparticle contamination. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** 134, 133–147.
- 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.** 22, 1534–1544.
- HAFKENSCHIED, R.L. (2000). Hydrology and biogeochemistry of tropical montane rain forests of contrasting stature in the Blue Mountains, Jamaica. **Print Partners Ipskamp**, Enschede, The Netherlands, p. 303.
- HU, Z. Y.; RICHTER, H.; SPAROVEK, G.; SCHNUG, E. (2004). Physiological and biochemical effects of rare earth elements on plants and their agricultural significance: a review. **J. Plant Nutr.**, 27: 183.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística: **Pesquisas**. Disponível em <https://cidades.ibge.gov.br/> Acesso em: 06 set 2021.
- JACCARD, P. (1901). Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles, Lausanne. v. 37, n. 142, p. 547-579.
- KABATA-PENDIAS, A. (2011). **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press.
- KAMRAN, M.A.; MUFTI, R.; MUBARIZ, N.; SYED, J.H.; BANO, A.; JAVED, M.T.; CHAUDHARY, H.J. (2014). The potential of the flora from diferente regions of Pakistan in phytoremediation: a review. **Environ. Sci. Pollut. Res.** 21,801–812.
- KARENLAMPI, S.; SCHAT, H.; VANGRONSVELD, J.; VERKLEIJ, J.; VAN DER LELIE, D.; MERGEAY, M.; TERVAHAUTA, A. (2000). Genetic engineering in the improvement of plants for phytoremediation of metal polluted soils. **Environ. Pollut.** 107, 225–231.
- 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** 241,847–860.
- KHAN, A.R.; ULLAH, I.; KHAN, A.L.; HONG, S.J.; WAQAS, M.; PARK, G.S.; KWAK, Y.; CHOI, J.; JUNG, B.K.; PARK, M.; LEE, I.J. (2014). Phytostabilization and physicochemical responses of Korean ecotype *Solanum nigrum* L. to cadmium contamination. **Water Air Soil Pollut.** 225, 1–11.
- KINRAIDE, T.B. (2003). Toxicity factors in acidic forest soils: attempts to evaluate separately the toxic effects of excessive Al^{3+} and H^{+} and insufficient Ca^{2+} and Mg^{2+} upon root elongation. **Eur J Soil Science**, 54(2):323–333.
- 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**, 55:459-493.
- KRUSKAL, W. H.; WALLIS, W. A. (1952). Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. Journal of the American Statistical **Association**, 47 (260): 583–621.
- 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.** 171, 1150–1158.

- LEE, C.S.L.; LI, X.; SHI, W.; CHEUNG, S.C.N.; THORNTON, I. (2006). Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistics. **Science of the Total Environment**, 356(1–3), 45–61. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.03.024>.
- LEUSCHNER, C.; MOSER, G.; BERTSCH, C.; RODERSTEIN, M.; HERTEL, D. (2007). Large altitudinal increase in tree root/shoot ratio in tropical mountain forests of Ecuador. **Basic Appl Ecol** 8(3):219–230. doi:10.1016/j.baae.2006.02.004
- 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.
- LEYGRAF, C.; CHANG, T.; HERTING, G.; ODNEVALL WALLINDER, I. (2019). The origin and Evolution of copper patina colour. **Corrosion Sci.** 157, 337e346.
- LUO, X.S.; XUE, Y.; WANG, Y.L.; XANG, L.; XU, B.; DING, J. (2015). Source identification and apportionment of heavy metals in urban soil profiles. **Chemosphere**, 127, 152–157. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.01.048>.
- MA, J.F.; YAMAJI, N. (2008). Functions and transport of silicon in plants. **Cell Mol Life Science**, 65:3049–3057.
- MAHAR, A.; WANG, P.; ALI, A.; AWASTHI, M.K.; LAHORI, A.H.; WANG, Q.; LI, R.; ZHANG, Z. (2016). Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** 126, 111–121.
- 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.
- MALTSEV, A.S. et al. (2021). Features of sample preparation techniques in the total-reflection X-ray fluorescence analysis of tea leaves. **Food Chemistry**, v. 343, p. 128502.
- 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**, 18 (1): 50–60.
- MANTA, D. S.; ANGELONE, M.; BELLANCA, A.; NERI, R.; SPROVIERI, M. (2002). Heavy metals in urban soils: A case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. **The Science of the Total Environment**, 300, 229–243. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00273-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00273-5).
- MARKERT B. (1987). Distribution of lanthanide elements in soil and plants. **Phytochemistry**, 26: 3167.
- MEIRELLES, M.C.S. (2005). Caracterização física, química e mineralógica de alguns solos do campus da Universidade Federal do Amazonas. 77 f. *Dissertação Mestrado em Geociências* — Universidade Federal do Amazonas, Manaus.
- 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).
- MERTZ, W. (1981). The essential trace elements. **Science** 213, 1332–1338.
- MIELKE, H. W.; GONZALES, C. R.; SMITH, M. K.; MIELKE, P. W. (2000). Quantities and associations of lead, zinc, cadmium, manganese, chromium, nickel, vanadium, and copper in fresh Mississippi delta alluvium and New Orleans alluvial soils. **Science of the Total Environment**, 246(2–3), 249–259. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00462-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00462-3).

- MIELKE, H.W.; GONZALES, C.R.; POWELL, E.; SHAH, A.; MIELKE, P.W. (2002). Natural and anthropogenic processes that concentrate Mn in rural and urban environments of the lower Mississippi River Delta. **Environmental Research**, 90(2), 157–168. <https://doi.org/10.1006/enrs.2002.4382>.
- MOJEMA R. (1977). Hierarchical grouping methods and stopping rules: an evaluation. **The Computer Journal**, v. 20, p. 359-363.
- MORTON-BERMEA, O.; HERNÁNDEZ-ÁLVAREZ, E.; GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, G.; ROMERO, F.; LOZANO, R.; BERAMENDI-OROSCO, L. E. (2009). Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. **Journal of Geochemical Exploration**, 101(3), 218–224. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.07.002>.
- OVEČKA, M.; TAKÁČ, T. (2013). Managing heavy metal toxicity stress in plants: biological and biotechnological tools. **Biotechnol. Adv.** 32, 73–86.
- OVERBECK, G.E; VÉLEZ-MARTIN, E.; SCARANO, F.R; LEWINSOHN, T.M.; FONSECA, C.R.; MEYER, S.T. e PILLAR, V.D. (2015). A conservação no Brasil precisa incluir ecossistemas não florestais, **Divers. Distrib.**, 21, 1455–1460.
- PARKER, M.B.; GASCHO, G.J.; GAINES, T.P. 1983. Chloride toxicity of soybean grown on Atlantic coast flatwoods soils. **Agronomy Journal** 75: 439-443.
- PASHKOVA, G.V. et al. (2020). Total-reflection X-ray fluorescence spectrometry as a tool for the direct elemental analysis of ores: Application to iron, manganese, ferromanganese, nickel-copper sulfide ores and ferromanganese nodules. **Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy**, v. 168, p. 105856.
- PENG, K.; LUO, C.; CHEN, Y.; WANG, G.; LI, X.; SHEN, Z. (2009). Cadmium and other metal uptake by *Lobelia chinensis* and *Solanum nigrum* from contaminated soils. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.** 83, 260–264.
- PILON-SMITS, E. A.; QUINN, C. F.; TAPKEN, W.; MALAGOLI, M.; & SCHIAVON, M. (2009). Physiological functions of beneficial elements. **Current opinion in plant biology**, 12(3), 267-274.
- POSCHENRIEDER, C.; CABOT, C.; MARTOS, S.; GALLEGU, B.; BARCELO, J. (2013). Do toxic ions induce hormesis in plants. *Plant Science*, 212:15–25. doi:10.1016/j.plantsci.2013.07.012
- PROJETO RADAM BRASIL. (1976). *Levantamento de Recursos Naturais*. Volume 18. Folha AS-20 Manaus. Ministério do Meio Ambiente/Departamento Natural Proteção Mineral. Rio de Janeiro: Graphos Editora.
- QIN, Y.; XIAO, X.; DONG, J.; ZHANG, Y.; WU, X.; SHIMABUKURO, Y.; ARAI, E.; BIRADAR, C., WANG, J.; ZOU, Z.; LIU, F.; SHI, Z.; DOUGHTY, R.; MOORE III, B. (2019). Improved estimates of forest cover and loss in the Brazilian Amazon in 2000–2017. **Nature Sust** 2, 764–772.
- RAZIUDDIN, F.H.G.; AKMAL, M.; SHAH, S.S.; MOHAMMAD, F.; SHAFI, M.; BAKHT, J.; ZHOU, W. (2011). Effects of cadmium and salinity on growth and photosynthesis parameters of brassicas species. **Pak. J. Bot.** 43,333–340.
- 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 Amazônia central. **Química Nova**, 43(5), 534-539.
- REHMUS, A.; BIGALKE, M.; VALAREZO, C.; CASTILLO, J. M.; & WILCKE, W. (2015). Aluminum toxicity to tropical montane forest tree seedlings in Southern Ecuador. **Plant and soil**, 388(1), 87-97.

- REJEB, K.B.; ABDELLY, C.; SAVOURÉ, A. (2014). How reactive oxygen species and proline face stress together. **Plant Physiology and Biochemistry**, 80: 278 -284.
- SAMANTARAY, S.; ROUT, G.R.; DAS, P. (2010). Heavy metal and nutrient concentration in soil and plants growing on a metalliferous chromite minespoil. **Environmental technology**, v. 22, n. 10, p. 1147-1154.
- SANCHEZ-CHARDI, A.; RIBEIRO, C.A.O.; NADAL, J. (2009). Metals in liver and kidneys and the effects of chronic exposure to pyrite mine pollution in the shrew *Crocidura russula* inhabiting the protected wetland of Donana. **Chemosphere** 76, 387–394.
- SANTOS, F. S.; SOBRINHO, N. M. B. A.; MAZUR, N. (2006). Mecanismos de tolerância de plantas a metais pesados. In: Fernandes, M. S. (ed.). **Nutrição Mineral de Plantas**. pp.419-432. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.
- SANTOS, I. N. L.; LOPES, M. T. G.; VALENTE, M. S. F.; LIMA JÚNIOR, M. J. V.; & FRAXE, T. J. P. (2020). Avaliação genética em sementes de *Stryphnodendron pulcherrimum* sob diferentes níveis de temperatura. *Scientia Forestalis*, 48(125), e3092.
- SANTOS, S. N dos.; ALLEONI, L.R.F. (2013). Reference values for heavy metals in soils of the Brazilian agricultural frontier in Southwestern Amazônia. **Environmental Monitoring and Assessment**, 185(7), 5737-5748.
- SANTOS, W.H. (2013). **Estudo sobre o uso do pentacloreto de nióbio em reações multicomponentes para a síntese de derivados de 4-aril-3,4- di-hidrocurmarinas**. [Dissertação]. Bauru, SP. Universidade Estadual Paulista.
- SARWAR, N.; IMRAN, SHAHEEN, M.R.; ISHAQ, W.; KAMRAN, A.; MATLOOB, A.; REHIM, A.; HUSSAIN, S. (2017). Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: modifications and future perspectives. **Chemosphere** 171, 710–721.
- SCALON, V.R. (2007). Revisão taxonômica do gênero *Stryphnodendron* Mart (Leguminosae-Mimosoideae). Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Botânica. 264 p.
- 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>.
- SCHRECK, E.; FOUCAULT, Y.; GERET, F.; PRADERE, P.; DUMAT, C. (2011). Influence of soil ageing on bioavailability and ecotoxicity of lead carried by process waste metallic ultrafine particles, **Chemosphere**. 85:1555–1562.
- SHAHID, M. (2021). Effect of soil amendments on trace element-mediated oxidative stress in plants: Meta-analysis and mechanistic interpretations. **Journal of Hazardous Materials**, p. 124881.
- SHAHID, M.; ARSHAD, M.; KAEMMERER, M.; PINELLI, E. (2012). Long-term field metal extraction by pelargonium: phytoextraction efficiency in relation to plant maturity, **Int. J. Phytorem.** 14 , p.493–505.
- SHAHID, M.; DUMAT, C.; KHALID, S.; SCHRECK, E.; XIONG, T.; MIAZI, N.K. (2017). Foliar heavy metal uptake, toxicity, and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake. **Journal of Hazardous Materials**, 325:36-58.

- SHAHID, M.; XIONG, T.; CASTREC-ROUELLE, M.; LEVEQUE, T.; DUMAT, C. (2013). Water extraction kinetics of metals, arsenic and dissolved organic carbon from industrial contaminated poplar leaves, **Journal of Environmental Science**, 25: 2541-2459.
- SHAPIRO, S.S.; WILK, M.B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete sample). **Biometrika**, 52 (3): 591-611.
- SHEORAN, V.; SHEORAN, A.S.; POONIA, P. (2016). Factors affecting phytoextraction: a review. **Pedosphere**, v. 26, n. 2, p. 148-166.
- 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** 54:105–112. doi:10.1016/j.plaphy.2012.02.004
- SINGH, S.; TRIPATHIB, D.K.; SINGHA, S.; SHARMAC, S.; DUBEYB, N.K.; CHAUHANA, D.K.; VACULÍKE, M. (2017). Toxicity of aluminium on various levels of plant cells and organism: A review. **Environmental and Experimental Botany**, 137: 177–193.
- SUZUKI, N.; KOIZUMI, N.; SANO, H. (2001). Screening of cadmium-responsive genes in *Arabidopsis thaliana*. **Plant, Cell Environ.** 24, 1177–1188.
- TELLO, J. C. R.; IRMÃO, M. N.; VIANA, A. L.; BEZERRA, S. A. S.; CASTRO, J. P. (2008). Composição florística e estrutura fitossociológica da floresta ombrófila densa sub Montana (Platô) face à elaboração do plano de gestão ambiental da área verde do Campus da Universidade Federal do Amazonas. **Revista Florestal Venezuelana**, Ano LXII, Vol. 52 (2):149-158.
- TSAL, HUEI-HSUAN; SCHMIDT, WOLFGANG (2021). The enigma of environmental pH sensing in plants. **Nature Plants**, v. 7, n. 2, p. 106-115.
- TUTEJA, N.P.; AHMAD, B. B.; PANDA, AND TUTEJA, R. (2009). Genotoxic stress in plants: shedding light on DNA damage, repair and DNA repair helicases: **Mutat Res**, v. 681, p. 134-49.
- VATANSEVER, R.; OZYIGIT, I.I.; FILIZ, E. (2017). Essential and beneficial trace elements in plants, and their transport in roots: a review. **Applied biochemistry and biotechnology**, v. 181, n. 1, pág. 464-482.
- VIERA, M.; SCHUMACHER, M.V.; CALDEIRA, M.V.W. (2013). Dinâmica de decomposição e nutrientes em plantio de *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus globulus* no sul do Brasil. **Floresta e Ambient**. 20(3):351– 60. doi: 10.4322/floram.2013.021.
- WONG, M.H. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. **Chemosphere** 50 (6), 775–780.
- WU, W.; WU, P.; YANG, F.; SUN, D.-L.; ZHANG, D.-X.; ZHOU, Y.-K. (2018). Assessment of heavy metal pollution and human health risks in urban soils around an electronics manufacturing facility. **Sci. Total Environ.** 630, 53–61.
- XIONG, T.; LEVQUE, T.; AUSTRUY, A.; GOIX, S.; SCHRECK, E.; DAPPE, V.; SOBANSKA, S.; FOUCAULT, Y.; DUMAT, C. (2014). Foliar uptake and metal(loid) bioaccessibility in vegetables exposed to particulate matter, **Environ. Geochem. Health**, 36:897–909.
- YADAV, K. K. et al. (2018). Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: a review on application and future prospects. **Ecological engineering**, v. 120, p. 274-298.

YANG, Z.; GE, H.; LU, W.; LONG, Y. (2015). Assessment of heavy metals contamination in near-surface dust. **Polish Journal of Environmental Studies**, 24(4), 1817–1829.
<https://doi.org/10.15244/pjoes/41805>.

ZENG, Q.; ZHU J G.; CHENG H L.; XIE Z B.; CHU H Y. (2006). Phytotoxicity of lanthanum in rice in haplic acrisols and cambisols. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, **64**: 226

PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO NATURAL, HABITAT E CONSERVAÇÃO DE
Stryphnodendron pulcherrimum (Willd.) Hochr. FRENTE ÀS MUDANÇAS
CLIMÁTICAS GLOBAIS

CAPÍTULO 2: PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO NATURAL, HABITAT E CONSERVAÇÃO DE *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr. FRENTE ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS

RESUMO

Stryphnodendron pulcherrimum (Willd.) Hochr. é uma espécie medicinal usada entre as comunidades tradicionais da Amazônia, devido a sua atividade bactericida e propriedades anti-inflamatórias. É uma arbórea pioneira e adaptada a ambientes rústicos, porém não há informações de como as mudanças climáticas podem ameaçar a distribuição atual e futura espécie. O presente trabalho teve como objetivo estudar a distribuição natural de *S. pulcherrimum*, no período atual e sua distribuição em cenários futuros, por meio de modelagem ecológica e avaliar o impacto de diferentes cenários de mudanças climáticas sobre a distribuição geográfica potencial nos biomas brasileiros. Foi utilizada a modelagem de nicho ecológico, em função de 19 variáveis bioclimáticas do banco de dados do *WorldClim*. Para a predição da distribuição geográfica, foram utilizados quatro modelos de algoritmo: *Climate Space Model*, *Envelope Score*, *Niche Mosaic* e *Environmental Distance*. As projeções futuras foram avaliadas em dois cenários diferentes, com tendências de concentração de GEEs (*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 *Environmental Distance*, apresentou maior similaridade quanto a distribuição da espécie com a área sob a curva com o valor discriminatório máximo (1,00). O modelo permitiu verificar a ocorrência potencial de *S. pulcherrimum* no período atual, nos cinco dos seis biomas brasileiros, Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica e Pantanal. Os resultados indicam que houve perdas de áreas favoráveis ao desenvolvimento de *S. pulcherrimum*, em ambos os cenários, nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal. Com base nas informações geradas, as populações naturais localizadas nos ambientes mais vulneráveis às mudanças climáticas, devem ser priorizadas a fim de implantar estudos sobre sua conservação *in situ* e *ex situ* para garantir a continuidade da variabilidade genética de *S. pulcherrimum* a longo prazo.

Palavras-chave: Espécie pioneira, distribuição de espécies, Amazônia, modelagem de nicho ecológico.

ABSTRACT

Stryphnodendron pulcherrimum (Willd.) Hochr. is a medicinal species used among traditional communities in the Amazon, due to its bactericidal activity and anti-inflammatory properties. It is a pioneer tree easily adaptable to rustic environments. There is no information on how climate change could threaten current and future species distribution. The present work was aimed to study the natural distribution of the species *S. pulcherrimum*, in the current period and in future scenarios. Utilizing ecological modeling to evaluate the impact of different climate change events on the potential geographic distributions in Brazilian biomes. Ecological niche modeling was applied as a function to identify 19 bioclimatic variables from the *WorldClim* database. To predict the geographic distribution, four algorithm models were used: *Climate Space Model*, *Envelope Score*, *Niche Mosaic* and *Environmental Distance*. Future projections were evaluated in two different scenarios, with trends in the concentration of GHGs (*Representative Concentration Pathways*) - RCP = 4.5, moderately pessimistic, and RCP = 8.5, more pessimistic, for two time intervals (2020-2050 and 2051-2070). The *Environmental Distance* algorithm showed greater similarity regarding the distribution of the species with the area under the curve having the maximum discriminatory value (1.00). The model allowed us to verify the potential occurrence of *S. pulcherrimum* for the current period, in five of the six Brazilian biomes, Amazon, Cerrado, Caatinga, Atlantic Forest and Pantanal. The results indicated that there were losses in areas favorable to the development of *S. pulcherrimum*, in both scenarios, demonstrating significant losses in the Amazon, Cerrado and Pantanal biomes. Based on the information generated, natural populations located in environments most vulnerable to climate change should be prioritized in order to implement studies on their respective *in situ* and *ex situ* conservation strategies to ensure the continuity of the genetic variability of *S. pulcherrimum* in the long term.

Keywords: Pioneer species, species distribution, Amazon, ecological niche modeling.

INTRODUÇÃO

A concentração crescente de gases a níveis "sem precedentes", especialmente a de CO₂, é 40% maior agora do que na era pré-industrial devido ao consumo de combustíveis fósseis, amplificando o efeito da temperatura. O ano de 2019 foi registrado como o segundo mais quente, cuja temperatura média global foi $1,1 \pm 0,1$ °C. Os últimos cinco anos foram os mais quentes já registrados, e a última década, 2010-2019, também foi a mais quente. O crescente aumento de temperatura tem provocado fenômenos extremos com maior frequência, em consequência, estudos apontam que a temperatura do planeta subirá quase 5 °C até 2100, afirma a previsão mais pessimista do novo relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2021).

As mudanças climáticas, devido ao significativo aumento nas temperaturas médias globais e eventos climáticos extremos, são reguladoras da distribuição natural das espécies de plantas (WANG et al., 2016; MCKENNEY e PEDLAR, 2003). A variabilidade genética auxilia a adaptação das espécies aos ambientes dinâmicos, a manutenção do crescimento populacional, da capacidade de dispersão das espécies e as interações ecológicas (SOBERON, 2007; DESGROUX et al., 2020). Os estudos de identificação de ambientes favoráveis podem facilitar a persistência e resiliência para a conservação dos ecossistemas (SEDON et al., 2016; ISABEL et al., 2020).

Estudos de predição da distribuição natural atual e futura, de espécies arbóreas brasileiras como *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr., tornam-se necessários frente as mudanças climáticas globais, em face aos riscos de redução de populações e variabilidade genética (SOUZA-MOREIRA et al., 2018).

Stryphnodendron pulcherrimum é uma espécie pioneira, apresenta disjunção entre áreas de mata tropical úmida e estados do nordeste brasileiro, com centro de ocorrência na Amazônia (maior área de distribuição da espécie) e Mata Atlântica, região que corresponde à região costeira do Nordeste (SCALON, 2007). É uma espécie medicinal que apresenta atividade antioxidante, por conter concentrações substanciais de compostos fenólicos (NETO et al., 2016). É usada entre as comunidades quilombolas no tratamento de inflamações, cortes, feridas e contusões (BELTRESCHI, 2019). Apresenta potencial no combate a patologias orais, por apresentar taninos como a principal classe de compostos bioquímicos (CASTILHO, 2013; OCCHIONI- MARTINS, 1981). Extratos da parte aérea apresentaram atividade bactericida, inibindo o desenvolvimento da bactéria *Enterococcus faecalis*, relacionada a diversas patologias do trato intestinal e genito-

urinário e endocardites infecciosas, sendo de grande interesse para a área da saúde e para a indústria de fármacos (CASTILHO, 2013).

Diante do exposto, a compreensão da preferência de hábitat de *S. pulcherrimum*, como a natureza das ameaças antropogênicas, permitem desenvolver indicadores que auxiliem no planejamento de um manejo mais adequado e que vise ajudar na conservação da espécie (TOURNE et al., 2019; WREGGE et al., 2017). Os gestores florestais têm buscado ferramentas que auxiliem na tomada de decisão para a restauração e o reflorestamento (ISABEL et al., 2020). Uma dessas ferramentas é a Modelagem de Nicho Ecológico (ENM), que é empregada com sucesso para delimitar o alcance potencial de uma espécie (SOUSA et al., 2020).

Com base na distribuição natural de *S. pulcherrimum*, e considerando sua alta plasticidade, por ocorrer tanto em ambientes de alta umidade, como é o caso da Amazônia e da Mata Atlântica, e como de baixa umidade, como é o caso do Cerrado, surgiu a questão: “A espécie conseguirá persistir frente às mudanças climáticas?” As espécies presentes em ambientes de baixa umidade apresentarão maior persistência nos diferentes cenários de mudanças climáticas? Diante destas questões, o objetivo deste trabalho foi apresentar a distribuição natural de *S. pulcherrimum* no período atual e em cenários climáticos futuros, por meio de modelagem de nicho ecológico, e avaliar o impacto destes cenários sobre sua distribuição nos biomas brasileiros, visando criar indicadores que auxiliem na conservação e uso da espécie.

MATERIAL E MÉTODOS

Para o estudo foram utilizadas coordenadas geográficas de ocorrência de *S. pulcherrimum* a partir de levantamento de pontos de georreferenciamento (latitude e longitude) do banco de dados *SpeciesLink*, do Centro de Referências em Informação Ambiental (CRIA) (2019), oriundos de herbário virtual re flora, artigos publicados na comunidade científica e dados de populações naturais da espécie.

Os dados duplicados e os discrepantes (*outliers*) foram eliminados, tais como pontos de presença da espécie além dos limites do Brasil, utilizando sistema de informações geográficas - SIG, pois o objetivo foi mapear a ocorrência da espécie no país.

Os mapas gerados, utilizando 19 variáveis bioclimáticas do Worldclim (HIJMANS et al. 2005) (Tabela 5), apresentaram resolução espacial aproximada de 90 m e escala 1:250.000. Foram utilizadas as principais variáveis de importância para a

distribuição da espécie, principalmente as temperaturas do ar (mínimas, máximas e médias) e precipitação pluvial (KUMAR; STOHLGREN, 2009). Os dados do período base, ou “período presente”, correspondeu a 1961-1990, enquanto os cenários futuros foram projetados para 2020-2050 e 2051-2070. Na geração das camadas básicas de clima, usadas no processo de modelagem, foi utilizada regressão linear múltipla, relacionando as variáveis de clima com os modelos numéricos de latitude, de longitude e altitude.

Tabela 5. Variáveis bioclimáticas usadas no processo de modelagem da predição de ocorrência de *Stryphnodendron pulcherrimum*.

Código	Variável
Bio1	Temperatura média anual (°C)
Bio2	Média mensal da variação diária da temperatura (temp. máxima - temp. mínima) (°C)
Bio3	Isotermalidade (Bio2/Bio7) (*100)
Bio4	Sazonalidade da temperatura (desvio padrão *100)
Bio5	Temperatura máxima no mês mais quente (°C)
Bio6	Temperatura mínima no mês mais frio (°C)
Bio7	Variação anual da temperatura (Bio5-Bio6) (°C)
Bio8	Temperatura média no trimestre mais úmido (°C)
Bio9	Temperatura média no trimestre mais seco (°C)
Bio10	Temperatura média no trimestre mais quente (°C)
Bio11	Temperatura média no trimestre mais frio (°C)
Bio12	Precipitação pluvial acumulada no ano (mm)
Bio13	Precipitação pluvial acumulada no mês mais úmido (mm)
Bio14	Precipitação pluvial acumulada no mês mais seco (mm)
Bio15	Sazonalidade da precipitação pluvial (coeficiente de variação)
Bio16	Precipitação pluvial acumulada no trimestre mais úmido (mm)
Bio17	Precipitação pluvial acumulada no trimestre mais seco (mm)
Bio18	Precipitação pluvial acumulada no trimestre mais quente (mm)
Bio19	Precipitação pluvial acumulada no trimestre mais frio (mm)

Conforme o Quinto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (AR5/IPCC), foram determinados os cenários RCP4.5, o menos pessimista, e o RCP8.5, o mais pessimista. No cenário menos pessimista, considera-se que serão adotadas políticas preventivas das emissões de gases de efeito estufa na atmosfera. No cenário mais pessimista, considera-se que não serão adotadas estratégias a fim de minimizar os agentes causadores do efeito estufa.

Para a predição da distribuição da espécie foram utilizados quatro modelos de algoritmo: *Climate Space Model*, *Envelope Score*, *Niche Mosaic* e *Environmental Distance*. A modelagem da predição futura de ocorrência da espécie foi realizada com o uso do software *Open Modeller*, o qual utiliza pontos contendo as coordenadas de presença da espécie e camadas de clima e de altitude, compondo um sistema matemático de previsão de distribuição da espécie.

Os mapas gerados a partir dos modelos, foram transformados em valores numéricos, com variações de 0 a 1. Em que o 0 está relacionado a não possibilidade de ocorrência da espécie e 1 a possibilidade máxima de ocorrência.

Foi realizado o cálculo da área sob a curva (*Area Under the Curve* - AUC), para avaliar a qualidade dos modelos ajustados, sendo obtidos por meio da integração da curva de Características Operacionais do Receptor (*Receiver Operating Characteristic* - ROC). O valor máximo de AUC é, de acordo com a teoria, 1,0 e indica discriminação perfeita, enquanto, valores inferiores a 0,5 significam baixo desempenho da modelagem. A fim de verificar a contribuição relativa de cada variável bioclimática, foi aplicado o teste de Jack-knife (BELSLEY et al., 1980).

A partir da predição de ocorrência, serão identificados locais para o estabelecimento de novos plantios para os programas de conservação de populações naturais de *S. pulcherrimum* e de reflorestamento, considerando o clima do período atual, bem como o das próximas décadas.

RESULTADOS

Um total de 980 pontos de informações de georreferenciamento de presença de *S. pulcherrimum* foram reportados no banco de dados do *SpeciesLink*, em território brasileiro (Figura 27).



Figura 27. Dados de ocorrência de *Stryphnodendron pulcherrimum* por biomas no Brasil (Modelo Environmental Distance).

O mapeamento da distribuição atual de *S. pulcherrimum* foi significativo para todos os modelos utilizados, *Climate Space Model*, *Envelope Score*, *Niche Mosaic* e *Environmental Distance*. ($p < 0,001$). O modelo mais representativo da distribuição da espécie foi selecionado com base na curva AUC, em que o valor máximo de 1,0 indica a discriminação perfeita dos modelos ajustados. O modelo *Environmental Distance* apresentou maior similaridade quanto a distribuição da espécie com AUC considerando o critério do valor máximo de 1,0. Verificou-se a ocorrência potencial de *S. pulcherrimum* no período atual, nos cinco biomas brasileiros, Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica e Pantanal, com maior ocorrência da espécie nos biomas Amazônia e Cerrado (Figura 28). Não foi registrada presença da espécie no bioma Pampa.



Figura 28. Distribuição de *Stryphnodendron pulcherrimum* no Brasil por biomas no período atual (Modelo Environmental Distance).

As projeções futuras realizadas para os cenários climáticos menos pessimista (RCP 4.5) (Figuras 29 e 30) e cenários mais pessimistas (RCP 8.5) (Figuras 31 e 32) mostraram redução das áreas favoráveis à distribuição da espécie nos dois cenários avaliados (2020-2050 e 2051-2070), onde todos os biomas apresentam perdas de áreas aptas, sendo os biomas Amazônia e Cerrado às áreas mais sensíveis à redução de populações de *S. pulcherrimum*.

De acordo com as projeções para os períodos 2020-2050, no cenário RCP 4.5 haverá perda de áreas favoráveis ao desenvolvimento de *S. pulcherrimum*, nos biomas Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica, sendo mais significativa no bioma Amazônia. Na projeção futura, verificou-se a ausência de áreas aptas para a espécie no bioma Pantanal (Figura 29). Para o período 2051-2070, não há registros de áreas favoráveis nos biomas Amazônia e Pantanal, regiões consideradas de sem projeção significativa. Nos biomas Mata Atlântica e Caatinga, a ocorrência será uma pouco maior que no Cerrado, onde a espécie já apresenta uma baixa ocorrência natural (Figura 30).



Figura 29. Projeção para o período de 2020-2050, no cenário menos pessimista RCP 4.5, da distribuição de *Stryphnodendron pulcherrimum*, no Brasil, por biomas de acordo com as mudanças climáticas globais (Modelo Environmental Distance).



Figura 30. Projeção para o período de 2051-2070, no cenário menos pessimista RCP 4.5, da distribuição de *Stryphnodendron pulcherrimum*, no Brasil, por biomas de acordo com as mudanças climáticas globais (Modelo Environmental Distance).

No cenário RCP 8.5, há perda significativa de área de ocorrência da espécie, sendo que os biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal são os mais sensíveis e, portanto, afetados pelas mudanças climáticas. De acordo com as projeções para o período 2020-2050, no cenário RCP 8.5, não há ocorrência de áreas favoráveis na Amazônia e Pantanal, e a ocorrência é menor nos biomas Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (Figura 31). No período 2051-2070, não há ocorrência da espécie nos biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal (Figura 32). Entretanto, sua ocorrência de adaptação em biomas tão distintos, mostra sua rusticidade e capacidade de adaptação a diferentes ambientes, situação favorável à implementação de programas de conservação a partir destes biomas. Observa-se que as espécies presentes nos biomas Caatinga e Mata Atlântica apresentam maior plasticidade e mesmo com as mudanças climáticas globais, apresentam-se mais persistentes.



Figura 31. Projeção para o período de 2020-2050, no cenário mais pessimista RCP 8.5, da distribuição de *Stryphnodendron pulcherrimum*, no Brasil, por biomas de acordo com as mudanças climáticas globais (Modelo Environmental Distance).



Figura 32. Projeção para o período de 2051-2070, no cenário mais pessimista RCP 8.5, da distribuição de *Stryphnodendron pulcherrimum*, no Brasil, por biomas de acordo com as mudanças climáticas globais (Modelo Environmental Distance).

De acordo com os mapas de ocorrência apresentados (Figuras 28 a 32), há expressiva redução de área potencial para *S. pulcherrimum* nas próximas décadas. O bioma Amazônia e o Cerrado apresentam maior potencial de ocorrência da espécie na distribuição atual. A mudança para o período de 2020-2050 no cenário RCP 4.5, foi uma redução de área para o bioma Pantanal, Amazônia, Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica em 100%, 99,81%, 78,08%, 50,99 e 41,29%, respectivamente. Destaca-se o bioma Amazônia e Cerrado como os mais afetados em perda de área total, 4.206.266,77 km² e 1.732.127,06 km², respectivamente. Para o período de 2050-2070 essa redução chegou a 100% para o Bioma Amazônia e Pantanal, sendo que o bioma Cerrado e Mata atlântica apresentaram perdas expressivas de 95,26% e 56,07% de suas áreas favoráveis ao desenvolvimento da espécie, respectivamente (Tabela 6).

Tabela 6. Área em quilômetros quadrados (Km²), na projeção do cenário RCP 4.5 para ambos os períodos.

Bioma	Período atual	Ano 2050	Perda de área (%)	Ano 2070	Perda de área (%)
Amazônia	4206266,77	8062,2589	99,81	0	100,0
Caatinga	845838,472	414503,7987	50,99	334043,9433	60,51
Cerrado	1740407,322	381471,2348	78,08	82480,25517	95,26
Mata Atlântica	439097,3316	257780,1471	41,29	192915,6396	56,07
Pantanal	123804,6281	0	100,00	0	100,00
Total	7355.414,524	1061817,44	370,18	609.439,8381	

Fonte: Próprio autor.

No cenário climático futuro RCP 4.5, do período atual comparado ao período 2051-2070, é projetada uma redução menor de perda área (6.745.974,68 Km², Tabela 6) comparada ao cenário RCP 8.5 (7.024.074,58 Km² (Tabela 7).

Tabela 7. Área em quilômetros quadrados (Km²), na projeção do cenário RCP 8.5 para ambos os períodos.

Bioma	Período atual	Ano 2050	Perda de área (%)	Ano 2070	Perda de área (%)
Amazônia	4206266,77	0	100,00	0	100,00
Caatinga	845838,472	657319,7264	22,29	210213,4834	75,15
Cerrado	1740407,322	105887,5213	93,92	6655,021848	99,62
Mata Atlântica	439097,3316	233643,0482	46,79	114471,4333	73,93
Pantanal	123804,6281	0	100	0	100,00
Total	7355414,524	996850,2958	362,99	331339,9385	

Fonte: Próprio autor.

Para o cenário RCP 8.5, no período correspondente a 2020-2050, ocorreu uma redução de área favorável em 100% para o bioma Amazônia e Pantanal, 93,92%, 46,79% e 22,29% para os biomas Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga, respectivamente. No período correspondente a 2050-2070, houve uma redução significativa de área em aproximadamente 100% no bioma Cerrado, Amazônia e Pantanal. Os biomas Mata Atlântica e Caatinga apresentaram uma redução de área em 73,93% e 75,15%, respectivamente (Tabela 7).

De acordo com as projeções futuras realizadas para o cenário RCP 4.5, no cenário 2020-2050 e 2051-2070, verifica-se a extinção da espécie na Amazônia e Pantanal e uma redução de áreas de ocupação nos biomas Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica (Figura 33).

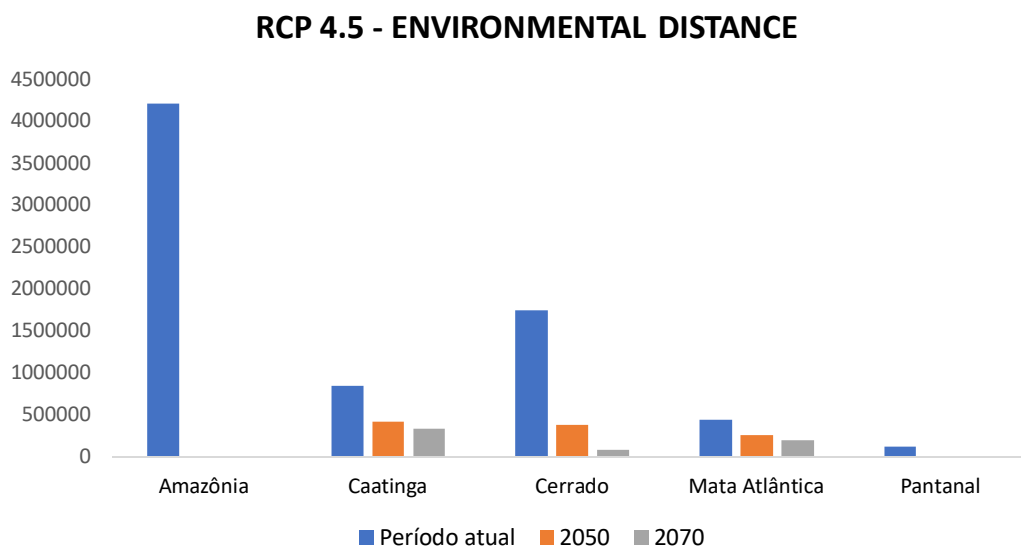


Figura 29. Área de distribuição (em km²) por bioma de *Stryphnodendron pulcherrimum* no cenário RCP 4.5 nos dois períodos (Modelo Environmental Distance). Fonte: Próprio autor.

No cenário mais pessimista RCP 8.5, os biomas Caatinga e Mata Atlântica apresentaram áreas de ocupação ao desenvolvimento de *S. pulcherrimum*, em 2020-2050 e 2051-2070 (Figura 34).

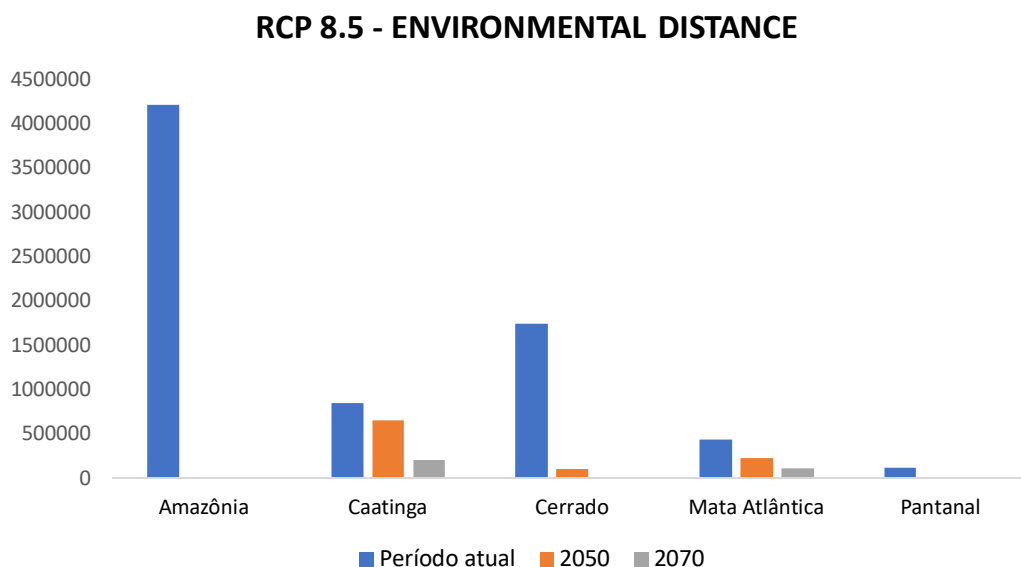


Figura 30. Área de distribuição (em km²) por bioma de *Stryphnodendron pulcherrimum* no cenário RCP 8.5 nos dois períodos (Modelo Environmental Distance). Fonte: Próprio autor.

DISCUSSÃO

Verificou-se a ocorrência potencial de *S. pulcherrimum* no período atual, nos cinco biomas brasileiros, Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica e Pantanal, com ampla distribuição nos biomas Amazônia e Cerrado. Não foi registrada presença da espécie no bioma Pampa. Considerando que o clima é um fator determinante na variedade de espécies em escalas espaciais amplas (FIGUEIREDO et al., 2018), ressalta-se que a espécie apresenta rusticidade e somente não tem boa adaptação, no Brasil, ao clima subtropical.

A espécie ocorre tanto em ambientes com alta umidade, como é o caso do bioma Amazônia e Mata Atlântica, como em ambientes com baixa umidade na estação seca, como é o caso da Caatinga e Cerrado, cuja vegetação consiste em áreas de vegetação densa a grandes clareiras, solos expostos ou sob cobertura fina de grama e sub-bosque denso (LIMA, 1983). De modo geral, os resultados sugerem que *S. pulcherrimum* apresenta ampla plasticidade, sendo tolerante a ambientes com alta umidade e de baixo déficit hídrico, como é o caso do litoral do Nordeste. Segundo Lorenzi (2008), sua presença é comum em ambientes em fases iniciais da sucessão secundária, o que explica sua aptidão em vários tipos de formações vegetais.

O algoritmo *Environmental Distance* apresentou uma maior similaridade com os pontos de ocorrência da espécie, permitindo a predição das regiões de ocorrência potencial da espécie e a fragilidade das populações de *S. pulcherrimum* nos biomas brasileiros. O algoritmo foi utilizado na modelagem por considerar apenas os dados de presença, assim como outros algoritmos (*Bioclim* e *Maxent*) (ELITH e LEATHWICK, 2009), pois para prever mudanças no padrão de distribuição das espécies são necessários dados de presença da espécie e camadas ambientais (THUILLER, 2004; FRANKLIN et al., 2013; SERRA - DIAZ et al., 2014), considerando cenários de mudanças climáticas (FRANKLIN et al., 2017). O padrão de distribuição de *S. pulcherrimum* apresentou-se alterado, em cenários futuros (RCP 4.5 e RCP 8.5), de 2051-20170, com as mudanças climáticas, como previsto para toda a biodiversidade (PARMESAN e YOHE, 2003; THUILLER, 2007).

Os biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal demonstraram ser os mais sensíveis à ocorrência de *S. pulcherrimum* nos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, no período 2050-2070. Apesar da Amazônia ser o Centro de Distribuição da Espécie, este bioma está entre os ecossistemas mais sensíveis às mudanças climáticas (SEDDON et al., 2016). A Amazônia já apresenta temperaturas elevadas e o aumento gradual é um dos fatores determinantes

na redução da biodiversidade, assim como na distribuição da espécie em estudo. O aumento de temperatura pode provocar perdas na polinização natural, nos processos reprodutivos, na germinação e morte de plântulas e plantas em desenvolvimento. Assim como, as mudanças climáticas podem também intensificar períodos de seca em determinadas áreas. Está previsto um aumento da duração da estação seca para a região sul da Amazônia, segundo as tendências hidrológicas atuais e as projeções recentes dos modelos climáticos globais (BOISIER et al., 2015). A predição de extinção nesse bioma para uma espécie rústica como *S. pulcherrimum* confirma a predição esperada de uma perda maciça de espécies na Amazônia devido a estas mudanças, conforme estudo de Feeley et al. (2012).

Apesar a Amazônia ser considerada a maior reserva biológica do planeta, sofre intensa exploração econômica predatória, muito em função da expansão agrícola e a extração ilegal de madeira (CAMPOS et al., 2016) que pode contribuir para avanço das mudanças climáticas. Com base na predição mais pessimista, não haverá áreas favoráveis à ocorrência da espécie neste bioma no período 2050-2070. Mudanças climáticas significativas na Amazônia estão previstas até o final do século 21, de acordo com recentes projeções de modelos climáticos globais (BOISIER, et al., 2015), que preveem afetar os padrões de diversidade vegetal (OLIVARES et al., 2015).

Para evitar a extinção, as espécies precisam rastrear um clima propício por meio da migração ou se adaptar às novas condições climáticas. Muitas espécies de plantas amazônicas são sensíveis à seca (NEPSTAD et al., 2007; PHILLIPS et al., 2010) e com as estações secas mais severas, suas faixas de ocorrência podem diminuir (FEELEY et al., 2012; OLIVARES et al., 2015). Observando a resposta das espécies em função da precipitação anual, bem como o prolongamento da estação seca e estrutura florística, sugerem que as espécies da região de fato evitam condições secas e tendem a permanecer em florestas altas e fechadas (FIGUEIREDO et al., 2018). Estiagens mais intensas resultam na fragmentação das florestas, tornando-as mais abertas (HUTYRA et al., 2005; LEVINE et al., 2016; OLIVARES et al., 2015).

Os modelos gerados, indicam fragilidade também das populações de *S. pulcherrimum* no bioma Cerrado, diminuindo drasticamente áreas favoráveis à ocorrência da espécie no cenário mais pessimista. O Cerrado é atualmente o principal alvo dos impactos antropogênicos, em função da expansão de fronteira agrícola (NÓBREGA et al., 2020). O bioma é considerado uma das savanas com maior diversidade biológica do planeta (BATLLE-BAYER et al., 2010). No entanto, devido a sua localização, clima e

relevo favoráveis, o bioma é considerado um grande campo agropecuário (NUNES et al., 2011). Cerca de 25,4 milhões de hectares de terras tiveram mudança de uso, grande parte convertendo-se em pastagens, com alta capacidade agrícola (CARVALHO et al., 2010).

O Cerrado apresenta ampla diversidade de espécies e aproximadamente mais de 220 espécies vegetais com potencial de uso medicinal ocorrem neste bioma (NETO et al., 2020). Espécies do gênero *Stryphnodendron* também ocorrem neste bioma, por exemplo *S. adstringens*, considerada também uma espécie medicinal. Todavia, sua ocorrência é limitada a este bioma (GIFFONI- CARVALHO et al., 2019). Entretanto, é possível verificar que *S. pulcherrimum* é uma espécie de ampla plasticidade, uma vez que está adaptada às condições de biomas mais úmidos, como Amazônia e Mata Atlântica, e aos mais secos, como Cerrado e Caatinga. Isso indica a possível capacidade de se adequar às mudanças climáticas, uma vez que a espécie tende a diminuir sua distribuição no bioma Mata Atlântica e Caatinga, mas não é extinta, caracterizando-os como os biomas mais resistentes à ocorrência de *S. pulcherrimum*.

A vegetação da Caatinga é bastante heterogênea (SCHULZ et al., 2016) porém, sofre alto grau de degradação ambiental, devido aos processos de desertificação (SANTANA et al., 2019). Além disso, aproximadamente 70% da sua área original foi alterada, destacando a exploração predatória de madeira e a substituição da cobertura vegetal para fins agrícolas e expansão demográfica, como os principais fatores dessa alteração (AGUIAR et al., 2016). Desta forma, as espécies presentes nesse bioma estão fortemente ameaçadas, com o problema adicional das mudanças climáticas.

De acordo com o modelo *Environmental Distance*, o bioma Mata Atlântica apresentou uma redução de área de aproximadamente 73,93% no cenário RCP 8.5. Esse bioma, segundo Aguiar et al. (2016) e Bordonal et al. (2018), ocupa 13% do território brasileiro (1,1 milhão de km²), foi reduzido para 193 mil km², atribuído à enorme expansão demográfica na região Sudeste. Isso representa 60% destinado ao plantio, principalmente de cana-de-açúcar, café e soja, o que justifica a mudança de uso da maior parte da área.

Quanto ao bioma Pantanal, foi possível verificar que as espécies que ocorrem neste bioma, tendem a ocorrer somente no período atual, não sendo constatada região de alto potencial para a ocorrência da espécie nos cenários futuros. O Pantanal ocupa aproximadamente uma área de 150 mil km² do território nacional, entretanto, está ameaçado devido, principalmente, às atividades relacionadas à agropecuária e exploração mineral (AGUIAR et al., 2016; MELLO et al., 2015). Importantes alterações

microclimáticas foram registradas para o bioma Pantanal, em função da conversão de áreas de florestas em pastagens, alterando principalmente no regime de pluviosidade, temperatura e balanço de energia (BIUDES et al., 2012). Devido à baixa drenagem dos solos, a principal força motriz para o funcionamento dos diferentes ecossistemas do Pantanal consiste no pulso das inundações (JUNK, 2002). Consequentemente, qualquer alteração nesse sistema refletirá na ocorrência das espécies, como é o caso de *S. pulcherrimum* nos cenários climáticos futuros.

As mudanças climáticas ao provocar redução da distribuição de *S. pulcherrimum* reduzirá a sua variabilidade genética que pode intensificar os acasalamentos endogâmicos na espécie. A endogamia e tamanho efetivo populacional tendem a influenciar na adaptação desses de espécies florestais, principalmente em ambientes alterados, tornando-os mais vulneráveis a eventos estocásticos, mais suscetíveis a doenças e facilmente de serem extintos em decorrência de mudanças climáticas extremas e fragmentação do habitat (BROOK et al., 2002; KRAMER et al., 2008).

Devido a previsão de extinção de grande número de espécies na Amazônia, em cenários futuros, é relevante estudos com espécies florestais nativas que venha simular as condições extremas das mudanças climáticas, tais como de germinação de sementes em temperaturas mais elevadas e de plantio em condições de seca. Esses estudos podem permitir o plantio de genótipos selecionados para condições adversas e a antecipação às mudanças, com a inserção de genótipos ao ambiente com maior potencial de perpetuação que permitam a continuidade do processo evolutivo de genótipos mais adaptados às previsões futuras. A estratégia pode evitar perdas adaptativas para *S. pulcherrimum* e para outras espécies, porque plantas mais competitivas e tolerantes às condições adversas estarão a campo, em estágio reprodutivo.

Considerando a importância socioeconômica e etnobotânica de *S. pulcherrimum*, é de suma importância que seu recurso genético seja caracterizado para que as estratégias de manejo e conservação com a espécie sejam mais eficientes. Estudos que visem avaliar a magnitude e a distribuição da variabilidade genética dessas populações e como as mudanças climáticas afetarão na distribuição da variabilidade genética nas subpopulações, tornam-se imprescindíveis para a conservação e uso da espécie. Estudo de mutação induzida também *in vitro*, pode ser uma estratégia para ampliação da variabilidade genética e devem ser testadas para *S. pulcherrimum* e outras espécies florestais.

As populações naturais de *S. pulcherrimum*, localizadas nos ambientes mais vulneráveis às mudanças climáticas globais, devem ser priorizadas para conservação, pelo fato das características ambientais possuírem relação direta com o hábitat das espécies, e consequentemente, na distribuição da variação genética (SOUSA et al., 2020). Os efeitos das mudanças climáticas, bem como as fragmentações de habitat devido aos impactos antropogênicos, geram perdas da biodiversidade, desuniformidade da paisagem, onde o isolamento entre as populações comprometem a conectividade genética e funcional, reduzindo dessa forma o sucesso de dispersão entre as populações e comprometendo a capacidade de adaptação de migrantes, o que pode causar declínio na persistência das espécies, levando-as à extinção local em uma determinada paisagem (FISCHER e LINDENMAYER, 2007; WITH e KING, 1999). Os biomas Amazônia e Cerrado serão os mais afetados com as mudanças climáticas futuras e no bioma Amazônia a espécie chega a ser totalmente extinta no cenário mais pessimista, no ano de 2070. Logo, essas populações presentes nesses biomas são consideradas prioritárias para a conservação *in situ*, uma vez que o fluxo gênico é primordial para a continuidade da variabilidade genética de *S. pulcherrimum* a longo prazo (VAN DYCK e BAGUETTE, 2005), além disso, é favorável a coleta de sementes e pólen da espécie a fim de apoiar também a conservação *ex situ* dos recursos genéticos.

É necessário ressaltar que outros fatores podem ser levados em consideração ao desenvolvimento da espécie, tais como luminosidade, condições de solo, presença de pragas e doenças e agentes como erosão. Devido a temperatura e a distribuição das chuvas apresentar previsão de ser afetadas pelas mudanças climáticas, e considerando a relação direta destes na distribuição geográfica das espécies, sugerimos o acompanhamento das populações de *S. pulcherrimum*, principalmente nos ecossistemas de maior vulnerabilidade, a Amazônia, o Cerrado e o Pantanal.

CONCLUSÃO

A área de ocorrência natural de *S. pulcherrimum* será significativamente afetada, em decorrência das mudanças climáticas, reduzindo assim o potencial de sobrevivência das populações em áreas favoráveis ao seu estabelecimento.

Os biomas brasileiros de maior vulnerabilidade às mudanças climáticas para a perpetuação de *S. pulcherrimum* são Amazônia, Cerrado e Pantanal, de acordo com as projeções realizadas.

ACKNOWLEDGEMENTS

Agradecemos à Embrapa Florestas pelo apoio dado na obtenção dos resultados.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, S.; SANTOS, I.S.; ARÊDES, N.; SILVA, S. (2016). Biome networks: information and communication for sociopolitical action in eco-regions. **Ambiente & sociedade**, v. 19, n. 3, p. 231-248.
- BELSLEY, D. A.; KUH, E.; WELSCH, R. E. (1980). *Regression diagnostics: identifying influential data and sources of collinearity*. Wiley: New York.
- BIUDES, M.S.; NOGUEIRA, J.D.S.; DALMAGRO, H.J.; MACHADO, N.G.; DANIELICHEN, V.H.M. & SOUZA, M.C. (2012). Mudança no microclima provocada pela conversão de uma floresta de cambará em pastagem no norte do Pantanal. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, 10(1), 61-68.
- BATLLE-BAYER, L.; BATJES, N.H.; BINDRABAN, P.S. (2010). Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: A review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 137, p. 47-58.
- BELTRESCHI, L.; LIMA, R.B. de; CRUZ, D.D. da. (2019). Traditional botanical knowledge of medicinal plants in a “quilombola” community in the Atlantic Forest of northeastern Brazil. **Environ. Dev. Sustain** 21:1185–1203.
- BOISIER, J.P.; CIAIS, P.; DUCHARNE, A. & GUIMBERTEAU, M. (2015). Projected strengthening of Amazonian dry season by constrained climate model simulations. **Nature Climate Changes**, 5, 656–660.
- BORDONAL, R.O.; LAL, R.; RONQUIM, C.C.; FIGUEIREDO, E.B.; CARVALHO, J.L.N.; MALDONADO, JR. W et al. (2018). Changes in quantity and quality of soil carbon due to the land-use conversion to sugar-cane (*Saccharum officinarum*) plantation in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 240, p. 54–65.
- BROOK, B.W.; TONKYN, D.W.; O'GRADY, J.J.; FRANKHAM, R. (2002). Contribution of inbreeding to extinction risk in threatened species. **Conserv. Ecol.**, v. 6, 16.
- CAMPOS, M.C.C.; SOARES, M.D.R.; NASCIMENTO, M.F.; SILVA, D.M.P. (2016). Estoque de carbono no solo e agregados em Cambissolo sob diferentes manejos no sul do Amazonas. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, p. 339-349.
- CARVALHO, J.L.N.; AVANZI, J.C.; SILVA, M.L.N.; MELLO, C.R.; CERRI, C.E.P. (2010). Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 277-289.
- CASTILHO, A.L. de; SARACENI, C.H.C.; DÍAZ, I.E.C.; PACIENCIA, M.L.B.; SUFFREDINI, I.B. (2013). New trends in dentistry: plant extracts against *Enterococcus faecalis*. The efficacy compared to chlorhexidine. **Braz Oral Res.**, (São Paulo) 27(2):109-15.
- CRIA (2019). SpeciesLink. Disponível em <<http://splink.cria.org.br/>>. Acesso em 9 setembro 2019.
- DESGROUX, A.; JOYEAU, C.; BASTIANELLI, C. & LEFEVRE, F. (2020). *National programme for the conservation of forest genetic resources in France. In International scientific conference "Genetics to the rescue: managing forests sustainably in a changing world"* (p. 1).
- ELITH, J. & LEATHWICK, J.R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology*, **Evolution and Systematics** 40: 677-97.

- FEELEY, K.J.; MALHI, Y.; ZELAZOWSKI, P. & SILMAN, M.R. (2012). The relative importance of deforestation, precipitation change, and temperature sensitivity in determining the future distributions and diversity of Amazonian plant species. **Global Change Biology**, 18, 2636–2647.
- FIGUEIREDO, F.O.; ZUQUIM, G.; TUOMISTO, H.; MOULATLET, G.M.; BALSLEV, H. & COSTA, F.R. (2018). Beyond climate control on species range: The importance of soil data to predict distribution of Amazonian plant species. **Journal of Biogeography**, 45(1), 190–200.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Glob. Ecol. Biogeogr.**, 16: pp. 265–280.
- FRANKLIN, J.; SERRA-DIAZ, J.M.; SYPHARD, A.D. & REGAN, H. M. (2017). Big data for forecasting the impacts of global change on plant communities. **Global Ecology and Biogeography**, 26(1), 6–17.
- FRANKLIN, J.; DAVIS, F.W.; IKAGAMI, M.; SYPHARD, A.D.; FLINT, A.; FLINT, L. & HANNAH, L. (2013). Modeling plant species distributions under future climates: how fine-scale do climate models need to be? **Global Change Biology**, 19, 473–483.
- GIFFONI de CARVALHO, J.T.de BALDIVIA, D. da S.; LEITE, D.F.; ARAÚJO, L.C.A. de.; ESPINDOLA, P.P. de T.; ANTUNES, K.A.; ROCHA, P.S.; SOUZA, K. de P. and.; SANTOS, E.L. dos. (2019). Medicinal Plants from Brazilian Cerrado: Antioxidant and Anticancer Potential and Protection against Chemotherapy Toxicity. **Oxidative medicine and cellular longevity**. Vol. 16. Article ID 3685264 <https://doi.org/10.1155/2019/3685264>
- HIJMANS, R.J.; CAMERON, S.E.; PARRA, J.L.; JONES, P.G.; e JARVIS, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology** 25: 1965–1978.
- HUTYRA, L.R.; MUNGER, J.W.; NOBRE, C.A.; SALESKA, S.R.; VIEIRA, S.A. & WOFSY, S.C. (2005). Climatic variability and vegetation vulnerability in Amazônia. **Geophysical Research Letters**, 32. <https://doi.org/10.1029/2005GL024981>
- IPCC. Climate Change (2021). The Physical Science Basis, 09/08/2021 https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Full_Report.pdf
- ISABEL, N.; HOLLIDAY, J.A.; & AITKEN, S.N. (2020). Forest genomics: Advancing climate adaptation, forest health, productivity, and conservation. **Evolutionary Applications**, 13(1), 3–10.
- JUNK, W.J. (2002). Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. **Environmental Conservation**, Cambridge, v.29, n.4, p.414–435.
- KUMAR, S.; STOHLGREN, T.J. (2009). Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticule* in New Caledonia. **Journal of Ecology and Natural Environment**, Victoria Island, v. 1, n. 4, p. 94–98.
- KRAMER, A.T.; ISON, J.L.; ASHLEY, M.V.; HOWE, H.F. (2008). The paradox of forest fragmentation genetics. **Conserv. Biol.**, v. 22, pp. 878–885.
- LEVINE, N. M.; ZHANG, K.; LONGO, M.; BACCINI, A.; PHILLIPS, O. L.; LEWIS, S.L., . . . MOORCROFT, P.R. (2016). Ecosystem heterogeneity determines the ecological resilience of the Amazon to climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 113, 793–797.
- LIMA, M.F. (1983). *Mapeamento e demarcação da floresta nacional do Araripe*. Fortaleza: IBDF / FCPC / UFC 30p.
- LORENZI, H. (2008). *Árvores Brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas*

- MELLO, J.M.; COUTO, E.G.; AMORIM, R.S.S.; CHIG, L.A.; JOHNSON, M.S.; LOBO, F.A. (2015). Dinâmica dos atributos físico-químicos e variação sazonal dos estoques de carbono no solo em diferentes fitofisionomias do pantanal norte Mato-Grossense. **Revista Arvore**, v. 39, p. 325-336.
- MCKENNEY, D.W.; PEDLAR, J.H. (2003). Spatial models of site index based on climate and soil properties for two boreal tree species in Ontario. Canada. **For. Ecol. Manage.** 175, 497–507.
- NEPSTAD, D.C.; TOHVER, I.M.; RAY, D.; MOUTINHO, P., & CARDINOT, G. (2007). Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. **Ecology**, 88, 2259–2269.
- NETO, J.A.R.; TARÔCO, B.R.P.; dos SANTOS, H.B.; THOMÉ, R.G.; WOLFRAM, E.; & RIBEIRO, R.I.M.D.A. (2020). Using the plants of Brazilian Cerrado for wound healing: From traditional use to scientific approach. **Journal of Ethnopharmacology**, 112547.
- NETO, J.D.R.L.; UCHÔA, A.D. de A.; MOURA, P. A. de.; BEZERRA FILHO, C.M.; TENORIO, J.C.G.; SILVA, A.G da., ... & CORREIA, M.T.S (2016). Phytochemical screening, total phenolic content and antioxidant activity of some plants from Brazilian flora. **Journal of Medicinal Plants Research**, 10(27), 409-416. Disponível em: <https://academicjournals.org/journal/JMPR/article-abstract/F679AE659546> Acesso em 21 de setembro de 2020.
- NÓBREGA, R.L.; ZIEMBOWICZ, T.; TORRES, G.N.; GUZHA, A.C.; AMORIM, R.S.; CARDOSO, D., ... & GEROLD, G. (2020). Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. **Global Ecology and Conservation**, 21, e00819.
- NUNES, R.S.; LOPES, A.A.C.; SOUSA, D.M.G.; MENDES, I.C. (2011). Sistemas de manejo e os estoques de carbono e nitrogênio em Latos-solo de cerrado com a sucessão soja-milho. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 35, p. 1407-1419.
- OCCHIONI-MARTINS, E.M. (1981). *Stryphnodendron* Mart. (Leguminosae-Mimosoideae) com especial referência aos taxos amazônicos. **Leandra**. 10(11): 3-100.
- OLIVARES, I.; SVENNING, J.-C.; VAN BODEGOM, P. M., & BALSLEV, H. (2015). Effects of warming and drought on the vegetation and plant diversity in the Amazon Basin. **The Botanical Review**, 81, 42–69.
- PARMESAN, C. & YOHE, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. **Nature**, 421, 37–42.
- PHILLIPS, O. L.; VAN DER HEIJDEN, G.; LEWIS, S. L.; LOPEZ-GONZALES, G.; ARAGÃO, L.E.O. C., LLOYD, J., . . . VILANOVA, E. (2010). Drought-mortality relationships for tropical forests. **The New Phytologist**, 187, 631– 46.
- SANTANA, M.S.; SAMPAIO, E.V.S.B.; GIONGO, V.; MENEZES, R.S.C.; JESUS, K.N.; ALBUQUERQUE, E.R.G.M. et al. (2019). Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 16, e00205.
- SEDDON, A.W.; MACIAS-FAURIA, M.; LONG, P.R.; BENZ, D.; & WILLIS, K.J. (2016). Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. **Nature**, 531(7593), 229-232. Disponível em <https://www.nature.com/articles/nature16986> Acesso em 21 de set de 2020.
- SERRA-DIAZ, J.M.; FRANKLIN, J.; NINYEROLA, M.; DAVIS, F.W.; SYPHARD, A.D.; REGAN, H.M. & IKEGAMI, M. (2014). Bioclimatic velocity: the pace of species exposure to climate change. **Diversity and Distributions**, 20, 169–180.
- SILVA, C.A.; TEIXEIRA, A.L.; ROCHA, R.O.; BAPTISTA, A.C.; SILVA, A.A.S. (2015). Effect of temperature and pre-germination treatments on seed germination of juera branca (*Stryphnodendron pulcherrimum*) Academic Journals: **African Journal of Agricultural Research**, 10(6): 494-498.
- SOBERON, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology Letters**, 10(12), 1115–1123.

- SOUSA, V.A. de; REEVES, P.A.; REILLEY, A.; de AGUIAR, A.V.; STEFENON, V. M. & RICHARDS, C.M. (2020). Genetic diversity and biogeographic determinants of population structure in *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. **Conservation Genetics**, 1-13.
- SOUZA-MOREIRA, T.M.; QUEIROZ-FERNANDES, G.M. & PIETRO, R.C. (2018). *Stryphnodendron* species known as “barbatimão”: a comprehensive report. **Molecules**, 23(4), 910.
- SCALON, V.R. (2007). Revisão taxonômica do gênero *Stryphnodendron* Mart (Leguminosae-Mimosoideae). Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Botânica. 264 p.
- SCHULZ, K.; VOIGT, K.; BEUSCH, C.; ALMEIDA-CORTEZ, J.S.; KOWARIK, I.; WALZ, A. (2016). et al. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 367, p. 62-70.
- TOURNE, D.C.; BALLESTER, M.V.; JAMES, P.M.; MARTORANO, L.G.; GUEDES, M.C. & THOMAS, E. (2019). Strategies to optimize modeling habitat suitability of *Bertholletia excelsa* in the Pan-Amazonia. **Ecology and evolution**, 9(22), 12623-12638.
- THUILLER, W. (2007). Climate change and the ecologist. **Nature**, 448, 550–552.
- THUILLER, W. (2004). Patterns and uncertainties of species’ range shifts under climate change. **Global Change Biology**, 10, 2020–2027.
- VAN DYCK, H.; BAGUETTE, M. (2005). Dispersal behaviour in fragmented landscapes: routine or special movements? **Basic Appl Ecol.**, 6: pp. 535–545.
- WANG, T.; WANG, G.; INNES, J.; NITSCHKE, C. & KANG, H. (2016). Climatic niche models and their consensus projections for future climates for four major forest tree species in the Asia–Pacific region. **Forest Ecology and Management**, 360, 357-366.
- WITH, K.A.; KING, A.W. (1999). Extinction thresholds for species in fractal landscapes. **Conserv Biol.**, 13: pp. 314–326.
- WMO, 2019: WMO Statement on the State of the Global Climate in 2019. World Meteorological. Disponível em: Organization, 24 pp., https://library.wmo.int/doc_num.php?explnu_m_id=10211 Acesso em 22/05/2020.
- WREGE, M. S.; FRITZSONS, E.; SOARES, M.T.S.; BOGNOLA, I.A.; SOUSA, V.A. DE; SOUSA, L.P. DE; GOMES, J.B.V.; AGUIAR, A.V. DE; GOMES, G.C.; MATOS, M. DE F.S.; SCARANTE, A.G.; FERRER, R.S. (2017). Distribuição natural e habitat da araucária frente às mudanças climáticas globais. **Pesq. flor. bras.**, Colombo, v. 37, n. 91, p. 331-346, jul./set.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo, foi verificado que *S. pulcherrimum* está submetida a altas concentrações de alguns elementos traços nas áreas do estudo. A espécie é potencial fitorremediadora de Cr, Ni, Y e Yb e apresenta mecanismos de tolerância ao acúmulo desses elementos que precisam ser elucidados. Recomenda-se investigação também como bioindicadora e fitorremediadora de outros elementos traços, visando assegurar o seu potencial de uso adequado, além do já apresentado no presente trabalho.

Devem ser realizados estudos de conteúdo de DNA, por citometria de fluxo, para verificar alterações nos indivíduos devido a exposição aos níveis de metais nas áreas.

Estudos sobre microrganismos associados às raízes devem ser realizados pois esses podem interagir na resposta aos elementos traços.

S. pulcherrimum apresentou altas concentrações nas folhas de Cr, Ni, Y e Yb. O efeito da interação desses elementos na saúde humana devem ser melhor investigado, uma vez que suas folhas e cascas são utilizadas para preparo de chás de uso medicinal por comunidades tradicionais.

Para realizar estudos de seleção de genótipos com alta capacidade de acumular elementos traços da espécie, os genótipos identificados como potencial fitorremediadores podem ser avaliados mais vezes durante o ano, em intervalos com repetição de avaliação, visando entender a repetibilidade dos caracteres, para uma melhor acurácia para processo de seleção. Por outro lado é importante realizar um experimento comparativo com teste de progênies para estimar parâmetros genéticos que permitam uma melhor eficiência nos ganhos genéticos.

Uma vez que a área de ocorrência natural futura de *S. pulcherrimum* será significativamente afetada, em decorrência das mudanças climáticas, reduzindo assim o seu potencial de sobrevivência no futuro, é necessário realizar estudos que venham fornecer estimativas de perdas da espécie também considerando o desmatamento das áreas, visando previsões mais acuradas e delineamento de estratégias de conservação mais precisas.

O estudo realizado apresenta uma abordagem para avaliação de espécies nativas quanto aos efeitos da antropização, que podem ser ampliados para outras espécies visando a identificação de novas potenciais nativas fitorremediadoras.