INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL

PLANTAS INVASORAS EM ÁREAS NATURAIS DO BRASIL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

ALVARO HERRERA VALE

Foz do Iguaçu
2025

INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIAS
DA VIDA E DA NATUREZA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL

PLANTAS INVASORAS EM ÁREAS NATURAIS DO BRASIL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

ALVARO HERRERA VALE

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação Biodiversidade Neotropical, do Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza, da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Wagner Antonio Chiba de Castro

Foz do Iguaçu
2025

ALVARO HERRERA VALE

PLANTAS INVASORAS EM ÁREAS NATURAIS DO BRASIL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical, do Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza, da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA

____

Dr. Wagner Antonio Chiba de Castro
Orientador
UNILA

____

Dr(a). Eugenia Bianca Bonaparte
UNILA

____

Dr(a). Jair Hernando Castro Romero
UFRN

Foz do Iguaçu, 12 de dezembro de 2025.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho encerra o período de mestrado, rico em aprendizados profissionais, acadêmicos e pessoais. Muitas pessoas contribuíram de distintas formas no caminho até aqui. A todas elas, meus mais profundos agradecimentos.

À Universidade Federal de Integração Latino-Americana (UNILA), ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical (PPGBN) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio e infraestrutura.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical, pelos conhecimentos compartilhados em sala de aula e nos corredores: Ana Alice Eleuterio, Cleto Kaveski Peres, Elaine Della Giustina Soares, Fernando César Vieira Zanella, Hermes José Schmitz, Luiz Roberto Ribeiro Faria Junior, Michel Varajão Garey e Peter Löwenberg Neto.

Aos membros da banca, por aceitarem avaliar a defesa desta dissertação.

A todas as pessoas que colaboraram direta ou indiretamente no trabalho, por suas valiosas contribuições ao manuscrito: Bianca Mello Cerato, Fernanda Albino Festa, Fernando Ursen Dias de Souza, Giovana Secretti Vendruscolo, Jesús Eduardo Guerra Sarmiento, Laura de Oliveira, Letícia da Costa, Lucas Sobral dos Santos, Maria Cecília Fachinello, María Martha Torres Martínez e Udo Dias Rossi.

Ao professor Wagner Antonio Chiba de Castro, pela orientação ao longo de tantos anos, por proporcionar tantos espaços de grande importância para um jovem cientista e pelos conhecimentos compartilhados, pela confiança e pela amizade.

À minha família de amigos, além dos já citados, pelo apoio em momentos difíceis e por compartilharem tantos abraços: Alexis Sánchez del Campo, Alida Sanchez Serviat, Andrés Soto Espinosa, Andy William Rivero Alfonso, Julia Cardoso Bahe, Lina Leal, Maybelis Maria Vargas Martinez, Raime Rolando Rodriguez Dias, Susana Safonts Duran e Yuleny Tatiana Huertas Sarmiento.

À minha família de sangue, que amo com todo o meu coração e a quem agradeço sempre por todo o carinho e cuidado em diferentes circunstâncias: Abel Delgado Riesgo, Adriana Delgado Vale, Amalia Delgado Vale, Danny Rojas Martin, Jacqueline Vale González e Leydi Herrera Garcia.

Ao meu tio Ángel Vale González, por sempre ser inspiração e exemplo.

Por último, e mais importante, à minha mãe Elsa Vale Gonzalez, por me acompanhar sempre, pelo amor que transborda, pelo abraço forte.

*Pobreza e opressão roubam anos de vida e saúde,
encurtam os horizontes e podam talentos potenciais
antes que eles possam florescer.* ***Richard Levins***

VALE, Alvaro Herrera. **Plantas invasoras em áreas naturais do Brasil: Uma revisão sistemática.** 2025. Número de páginas: 49. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2025.

RESUMO

As plantas invasoras ameaçam biologicamente, estruturalmente e economicamente os diferentes ecossistemas onde foram inseridas. Historicamente, apresentam alta dispersão antrópica, intencional ou não, e proliferam sinergicamente com impactos humanos. No Brasil, estão presentes em todos os biomas do país. No entanto, estudos sobre a biologia das plantas invasoras em áreas naturais brasileiras, seus impactos e manejo, ainda são insuficientes. Com o objetivo de traçar um panorama das invasões vegetais em áreas naturais do Brasil, foi realizada uma revisão sistemática de todos os documentos que reportaram plantas invasoras para as áreas naturais do Brasil. Por meio das duas maiores bases de dados científicos do mundo (*Web of Science* e SCOPUS), e brasileira (SciELO), consideraram-se 234 documentos científicos, publicados 1982 e todo 2023. Foram encontradas 48 famílias botânicas, sendo Poaceae e Fabaceae, as representantes com maior número de espécies invasoras. As principais espécies vegetais invasoras são *Melinis minutiflora*, *Urochloa eminii*, *Pinus elliottii*, *Leucaena leucocephala*, *Prosopis juliflora*, *Urochloa brizantha, Cryptostegia madagascariensi, Hovenia dulcis, Urochloa arrecta* e *Hedychium coronarium*. Os biomas Mata Atlântica e Cerrado, são as regiões com maior ocorrência de invasoras vegetais. A região biogeográfica que mais contribui para as plantas invasoras no país é a Neotropical, o que reforça a necessidade de políticas públicas que classifiquem invasões vegetais pelo enfoque biogeográfico, e não geopolítico. Os resultados consolidam uma boa quantidade de informação que contribui para a priorização de futuros estudos na área, não somente preenchendo lacunas de informação sobre as plantas invasoras no país, mas também fornecendo subsídios para tomadas de decisão na conservação das áreas naturais.

Palavras-chave: invasão biológica; plantas invasoras; hábito vegetal; biomas brasileiros; conservação.

VALE, Alvaro Herrera. **Plantas invasoras en áreas naturales de Brasil: Una revisión sistemática.** Número de páginas: 49. Disertación de maestría del Programa de Postgrado en Biodiversidad Neotropical - Universidad Federal de la Integración Latinoamericana, Foz do Iguaçu, 2025.

RESUMEN

Las plantas invasoras amenazan biológica, estructural y económicamente a los diferentes ecosistemas donde fueron introducidas. Históricamente, presentan una alta dispersión antrópica, intencional o no, y proliferan sinérgicamente con los impactos humanos. En Brasil, están presentes en todos los biomas del país. Sin embargo, los estudios sobre la biología de las plantas invasoras en áreas naturales brasileñas, sus impactos y manejo, aún son insuficientes. Con el objetivo de trazar un panorama de las invasiones vegetales en áreas naturales de Brasil, se realizó una revisión sistemática de todos los documentos que reportaron plantas invasoras para las áreas naturales del país. A través de las dos mayores bases de datos científicas del mundo (*Web of Science* y SCOPUS) y la brasileña (SciELO), se consideraron 234 documentos científicos, publicados entre 1982 y todo el 2023. Se encontraron 48 familias botánicas, siendo Poaceae y Fabaceae las representantes con mayor número de especies invasoras. Las principales especies vegetales invasoras son *Melinis minutiflora, Urochloa eminii, Pinus elliottii, Leucaena leucocephala, Prosopis juliflora, Urochloa brizantha, Cryptostegia madagascariensis, Hovenia dulcis, Urochloa arrecta y Hedychium coronarium.* Los biomas Mata Atlántica y Cerrado son las regiones con mayor ocurrencia de invasoras vegetales. La región biogeográfica que más contribuye a las plantas invasoras en el país es la Neotropical, lo que refuerza la necesidad de políticas públicas que clasifiquen las invasiones vegetales por el enfoque biogeográfico, y no geopolítico. Los resultados consolidan una buena cantidad de información que contribuye a la priorización de futuros estudios en el área, no solo llenando vacíos de información sobre las plantas invasoras en el país, sino también proporcionando bases para la toma de decisiones en la conservación de las áreas naturales.

Palabras clave: invasión biológica; plantas invasoras; hábito vegetal; biomas brasileños; conservación.

VALE, Alvaro Herrera**. Invasive Plants in Natural Areas of Brazil: A Systematic Review.**. Number of pages: 49. Master's thesis of the Graduate Program in Neotropical Biodiversity - Federal University of Latin American Integration, Foz do Iguaçu, 2025.

ABSTRACT

Invasive plants pose biological, structural, and economic threats to the different ecosystems where they have been introduced. Historically, they exhibit high anthropogenic dispersal, whether intentional or not, and proliferate synergistically with human impacts. In Brazil, invasive plants are present in all biomes of the country. However, studies on the biology of invasive plants in Brazilian natural areas, their impacts, and management remain insufficient. To provide an overview of plant invasions in Brazil's natural areas, a systematic review was conducted of all documents that reported invasive plants in these environments. Using the world's two largest scientific databases (Web of Science and SCOPUS) and the Brazilian database (SciELO), 234 scientific documents published between 1982 and 2023 were analyzed. A total of 48 botanical families were recorded, with Poaceae and Fabaceae being the most represented in terms of invasive species. The main invasive plant species identified were *Melinis minutiflora*, *Urochloa eminii*, *Pinus elliottii*, *Leucaena leucocephala*, *Prosopis juliflora*, *Urochloa brizantha*, *Cryptostegia madagascariensis*, *Hovenia dulcis*, *Urochloa arrecta*, and *Hedychium coronarium*. The Atlantic Forest and Cerrado biomes were the regions with the highest occurrence of invasive plants. The Neotropical biogeographic region contributed the most to invasive plants in the country, highlighting the need for public policies that classify plant invasions based on a biogeographic rather than a geopolitical approach. The results consolidate a significant amount of information that supports the prioritization of future studies in the field, not only filling knowledge gaps about invasive plants in Brazil but also providing subsidies for decision-making in the conservation of natural areas.

Keywords: biological invasion; invasive plants; plant habit; Brazilian biomes; conservation.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO - PLANTAS INVASORAS: DAS TEORIAS GERAIS À REALIDADE BRASILEIRA

Nascimento da Ecologia de Invasões

Historicamente as espécies têm sido deslocadas pela ação humana, de forma acidental ou intencional através da intensificação do comércio e do transporte, mas a ecologia de invasões só se consolidou como disciplina científica formal em meados do século XX a publicação da obra *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*, em 1958, pelo ecólogo britânico Charles S. Elton (ELTON, 1958). Neste trabalho, Elton cunhou o termo "explosões ecológicas", para descrever o rápido crescimento populacional de espécies introduzidas. Elton (1958) identificou as invasões biológicas como agentes de transformação ecológica, que contribuem na poluição e destruição de habitats, identificando o papel antrópico no processo.

A contribuição teórica mais importante no trabalho, além de diagnosticar o problema, foi a formulação da Hipótese de Resistência Biótica, de acordo com Elton (1958), a estabilidade de uma comunidade biológica é diretamente proporcional à sua diversidade e complexidade em termos de estrutura. Comunidades ricas em espécies nativas, caracterizadas por densas redes de interações como predação e competição, seriam mais estáveis e consequentemente, teriam maior resistência ao estabelecimento de espécies exóticas. Por outro lado, ecossistemas considerados mais simples (ex: ilhas oceânicas, monoculturas agrícolas ou áreas intensamente perturbadas), possuiriam menos interações e uma maior disponibilidade de recursos não aproveitados por espécies nativas, tornando-os mais suscetíveis à invasão. Assim, o trabalho de Elton estabeleceu as bases para a compreensão tanto do sucesso das espécies invasoras quanto da vulnerabilidade dos ecossistemas receptores.

Terminologia e Conceitos-Chave

A Ecologia de Invasões, desde seus inicios teve como problemática, a imprecisão terminológica. Goeze usou pela primeira vez a expressão “invasão” em um contexto ecológico em 1882, descrevendo a disseminação da mangueira (*Mangifera indica*) na Jamaica como um evento benéfico (GOEZE, 1882 apud SIMBERLOFF, 2003). Já sobre os impactos negativos de espécies introduzidas, o termo começou a ser usado no final do século XIX, com observações sobre mamíferos e insetos (HOWARD, 1898; PALMER, 1899;

MARLATT, 1917), mas a área continuou sem definições claras, dando origem a correntes conceituais distintas e muitas vezes conflitantes.

Como consequência da imprecisão terminológica nos inicios da ciência, foram utilizados vários termos como sinônimos para designar espécies que foram transportadas por humanos (ex: alienígena, não-nativa, estrangeira, exótica, não indígena) (FULLER et al., 1999; RICHARDSON et al., 2000). Além disso, os termos foram carregados de metáforas militares (ex: "agressão", "ataque", "praga" ou "nocivo"), onde se associa o fenômeno ecológico a efeitos prejudiciais sob a ótica humana, enviesando a interpretação científica e dificultando a comparação entre estudos (PETERS, 1991; COLAUTTI; MACISAAC, 2004).

Assim, para definir um termo neutro, Mack et al. (2000) recomendam o termo Espécies Não-Indígenas. Esta é uma noção técnica e abrangente, que inclui qualquer espécie que esteja fora de seu ambiente natural; independentemente de fronteiras políticas. Neste contexto, foi preciso aprimorar a classificação para a origem geográfica: a palavra "exótico" é usada para organismos que são transferidos de outro país, enquanto espécies que são movidas da área de distribuição natural, são chamadas de alóctones em outra região dentro do mesmo país (SHAFLAND; LEWIS, 1984; AGOSTINHO; JÚLIO JR, 1996). Este conceito é especialmente vital em países de escala continental como o Brasil, onde espécies nativas que vivem em uma das bacias hidrográficas ou em um bioma, podem ser "invasores" em outros.

Mas é importante entender que a introdução de uma espécie não garante o sucesso de invasão. Toda espécie invasora é por definição exótica, mas nem toda espécie exótica realmente torna-se invasora. A transição de exótica para invasora depende de se a espécie será capaz de superar obstáculos ambientais ou reprodutivos. A discussão sobre como definir espécies "invasoras" divide-se em dois eixos principais: (1) Com base no impacto (DAVIS; THOMPSON, 2000; IUCN, 1999), onde uma espécie invasora seria quem além, além de se estabelecer, causaria danos ecológicos ou à economia; (2) Baseada em processos ecológicos e demográficos, defendida por Richardson et al. (2000), Rejmánek (1999) e Pyšek et al. (2004), argumenta que o critério de impacto é subjetivo e difícil de mensurar inicialmente. Em vez disso, propõem critérios objetivos baseados no crescimento populacional e na capacidade de dispersão.

No caso de espécies vegetais, o modelo biogeográfico de Richardson et al. (2000) e o modelo de Blackburn et al. (2011), são considerados os mais aceitos, interpretando a invasão como um continuum de superação de barreiras. Através deste processo, a espécie passa pela fase de "introdução" e estágio de "naturalização" (ou estágio de "estabelecimento"), onde pode se reproduzir sem aportes de novos propágulos por humanos (WILLIAMSON; FITTER, 1996a). O status de "invasora" seria alcançado pelas espécies naturalizadas que conseguem quebrar barreiras de dispersão, produzindo descendentes reprodutivos a distâncias consideráveis do ponto de introdução e expandindo sua área geográfica rapidamente.

O resultado da invasão resulta pelo geral em mudanças na estrutura da comunidade receptora (ex: exclusão competitiva, hibridização e predação de espécies nativas). Esse processo é referido como "homogeneização biótica" (MACK et al., 2000; RAHEL, 2000). Ele descreve o aumento da similaridade taxonômica e genética entre espécies de diferentes regiões do globo, causado pela substituição de espécies endêmicas e exclusivas por um pequeno grupo de espécies generalistas com alta plasticidade fenotípica. Por exemplo, na ictiofauna brasileira, a introdução do tucunaré (*Cichla* spp.) em bacias onde não eram nativos demonstra que a invasão pode diminuir dramaticamente a riqueza local (LATINI; PETRERE JR., 2004). Da mesma forma, plantas invasoras diminuem a diversidade regional e ameaçam a integridade do ecossistema. Assim, a padronização terminológica torna-se um instrumento crítico para evitar generalizações e ajudar na gestão eficaz da biodiversidade.

Questões Teóricas na Ecologia de Invasões

A ecologia de invasão tenta entender como espécies, depois de ser introduzidas em outros ambientes, conseguem proliferar e superar barreiras biogeográficas. Os estudos dão ênfase nas características biológicas das próprias espécies (invasividade) e nas características do ecossistema receptor (invasibilidade) (LODGE, 1993; REJMÁNEK et al., 2005). Considerando as revisões de Catford et al. (2009) e Gurevitch et al. (2011), argumentam que o sucesso da invasão não se baseia em um único fator isolado, mas na interação das características das espécies, das condições do novo ambiente e das características do evento de introdução.

A Hipótese da Pressão de Propágulos tornou-se um preditor do sucesso de invasão (HAYES & BARRY, 2008). Considerada o “modelo nulo” da disciplina (COLAUTTI et al., 2006), esta hipótese postula que a probabilidade de estabelecimento de uma espécie exótica é uma função direta do número de indivíduos introduzidos (tamanho do propágulo) e do número de eventos de introdução (frequência de propágulos) (LOCKWOOD et al., 2005). Segundo Simberloff (2009), populações introduzidas em grande número ou repetidamente superam a aleatoriedade demográfica e ambiental mais facilmente e mantêm maior diversidade genética, o que facilita a adaptação local. Assim, a introdução recorrente por humanos tem importância considerável no sucesso da invasão (WILSON et al., 2009).

Depois que as barreiras geográficas são superadas, devem ser consideradas as interações biológicas. A Hipótese da Liberação de Inimigos, formalizada por Keane e Crawley (2002), postula que populações de plantas em seu habitat nativo são reguladas "de cima para baixo" (top-down) por herbívoros e patógenos. Ao ser introduzidas em outros locais, as espécies não possuem este tipo de "inimigos" (MITCHELL; POWER, 2003). Livres desse controle e do custo metabólico de defesa, plantas exóticas podem realocar recursos para crescimento e reprodução, atingindo densidades populacionais mais altas do que as encontradas em seus locais de origem e competindo com maior vantagem com as nativas (TORCHIN et al., 2003; BLUMENTHAL, 2006).

A Hipótese de Resistência Biótica, derivada do estudo de Elton (1958), propõe que comunidades com alta diversidade são mais resistentes à invasão porque utilizam os recursos disponíveis de forma mais completa, reduzindo a disponibilidade de nichos vagos (KENNEDY et al., 2002). No entanto, enquanto experimentos em pequena escala corroboram que a diversidade resulta em barreira para espécies invasoras (LEVINE et al., 2004), estudos em maiores escalas mostram que áreas ricas em espécies nativas também abrigam muitas exóticas (STOHLGREN et al., 1999; FRIDLEY et al., 2007). Isso sugere que, em escalas regionais, fatores abióticos (como disponibilidade de recursos) beneficiam ambos os grupos, mascarando os efeitos da competição (LEVINE; D'ANTONIO, 1999).

Por fim, a Hipótese do Colapso Invasional, proposta por Simberloff e Von Holle (1999), apresenta que a presença de certas espécies exóticas pode modificar o ambiente de tal forma que facilita o estabelecimento de outras exóticas. Interações mutualísticas (ex: polinizadores exóticos favorecendo plantas exóticas, ou plantas invasoras fixadoras de nitrogênio alterando o solo em benefício de outras invasoras) podem acelerar a degradação ambiental e tornar o impacto da invasão (SIMBERLOFF, 2006; HEIMPEL et al., 2010).

Assim, o sucesso invasivo é atualmente entendido como um processo multifacetado, dependente do contexto ecológico e histórico da introdução.

Ecologia de Plantas Invasoras

Ao considerar plantas invasoras, os trabalhos se voltam para duas questões fundamentais: o que torna uma planta capaz de invadir (invasividade) e o que torna um ambiente suscetível a ser invadido (invasibilidade). Para Baker (1965), o que torna uma planta invasora “ideal” é o crescimento rápido, alta produção de sementes, plasticidade fenotípica e capacidade de autofecundação. Por outro lado, alguns trabalhos confirmam que plantas invasoras tendem a apresentar maior área foliar específica, taxas de crescimento relativo superiores e maior eficiência no uso de nutrientes quando comparadas às espécies nativas da mesma região (VAN KLEUNEN et al., 2010; PYŠEK; RICHARDSON, 2007).

Neste contexto, a Hipótese da Flutuação na Disponibilidade de Recursos, proposta por Davis et al. (2000) tenta explicar a suscetibilidade dos ecossistemas vegetais. Segundo este modelo, a invasibilidade de uma comunidade aumenta quando a disponibilidade de recursos (ex: luz, água, nutrientes) excede a taxa de absorção pela vegetação nativa. Plantas invasoras, conseguiriam capturar esse excedente mais velozmente que as nativas, estabelecendo-se no local invadido (DAVIS et al., 2000).

Além da competição por recursos, o sucesso das plantas invasoras também pode ser explicado por mecanismos evolutivos e químicos específicos. A Hipótese da Evolução da Competitividade Aumentada, formulada por Blossey e Nötzold (1995), propõe que plantas invasoras ao serem introduzidas em um novo ambiente, livre de seus herbívoros especialistas (conforme a Hipótese da Liberação de Inimigos), as plantas invasoras podem sofrer seleção de genótipos que alocam menos energia para defesas químicas e estruturais e mais energia para crescimento e reprodução. Esse *trade-off* evolutivo resulta em maiores taxas de desenvolvimento em plantas e consequentemente mais competitivas na área introduzida do que em sua área nativa (Blossey & Nötzold, 1995).

A Hipótese das Armas Novas, proposta por Callaway e Ridenour (2004), sugere que algumas invasoras liberam compostos bioquímicos (aleloquímicos) através de exsudatos radiculares que são tóxicos para as plantas nativas ou para os microrganismos do solo. Como as espécies nativas não co-evoluíram com esses compostos específicos, elas não possuem mecanismos de destoxificação, sofrendo inibição de crescimento ou germinação, o que facilita a dominância da invasora.

A verificação das hipóteses listadas acima, moldou a metodologia de investigação em ecologia de plantas invasoras. Atualmente, predominam três tipos principais de estudos além dos descritivos: (1) Experimentos de Jardim Comum: Onde populações nativas e invasoras são cultivadas lado a lado sob condições controladas para testar diferenças genéticas e plasticidade fenotípica (ERFMEIER; BRUELHEIDE, 2005); (2) Modelagem de Distribuição de Espécies: Que utilizam dados climáticos para prever áreas de risco de futuras invasões, especialmente sob cenários de mudanças climáticas (THUILLER et al., 2005) e (3) Estudos de Impacto Ecossistêmico: Focados em mensurar como a invasora altera ciclos biogeoquímicos, regimes de fogo e redes de polinização (VILÀ et al., 2011). Estas metodologias têm permitido tornar a ciência de ecologia de plantas invasoras preditiva, essencial para o controle e manejo.

Panorama na América Latina

Durante boa parte do século XX, acreditou-se que as regiões tropicais, incluindo América Latina, seriam resistentes a invasões biológicas devido à sua alta diversidade e complexidade estrutural das comunidades, mas conforme Pauchard et al. (2011) e Zenni e Nuñez (2013), a aparente baixa incidência de invasoras no passado refletia mais a escassez de pesquisas e a falta de sistematização de dados do que uma resistência ecológica real dos ecossistemas neotropicais. Ao contrário do padrão frequentemente observado na Europa, onde boa parte das invasões resulta da introdução acidental de sementes e trocas comerciais (LAMBDON et al., 2008; HULME et al., 2008), o perfil das invasões vegetais na América Latina está ligado ao uso da terra e à introdução intencional de espécies para fins econômicos.

A matriz de desenvolvimento da região é baseada na expansão da fronteira agrícola e na silvicultura, atundo na pressão de propágulo (PAUCHARD et al., 2011). Um exemplo que tem causado vários impactos é a introdução de gramíneas africanas (espécies C4), como os gêneros *Urochloa* (anteriormente *Brachiaria*) e *Melinis*, fomentada por políticas governamentais para a formação de pastagens desde meados do século XX (PARSONS, 1972; ZENNI, 2014). Estas espécies de rápido crescimento, eficiência no uso da água e resistência ao pisoteio, colonizaram savanas e florestas abertas em toda a região, da Colômbia à Argentina (WILLIAMS; BARUCH, 2000; ZENNI; ZILLER, 2011).

No trabalho de D'Antonio e Vitousek (1992), alertam sobre o ciclo "gramínea-fogo" no Cerrado e na transição Amazônica no Brasil (PIVELLO, 2011; SILVÉRIO et al., 2013), este fenômeno ocorre quando gramíneas invasoras aumentam drasticamente a biomassa no ecossistema, alterando o regime natural de incêndios. As queimadas tornam-se mais frequentes, intensas e abrangentes, aumentando a mortalidade de árvores nativas e arbustos que não evoluíram sob tal pressão (HOFFMANN et al., 2004). A abertura do dossel e a morte da vegetação lenhosa nativa, por sua vez, criam condições de luminosidade ideais e reduzem a competição, favorecendo a reocupação rápida pelas próprias gramíneas invasoras. Estabelece-se, assim, um ciclo de retroalimentação positiva que pode levar à "savanização" de florestas tropicais ou à degradação de savanas nativas biodiversas em monoculturas de exóticas (PIVELLO et al., 2021).

Além das pastagens, a silvicultura com espécies do gênero *Pinus* e *Eucalyptus* introduziu outro vetor significativo de invasão, afetando especialmente áreas de vegetação campestre e arbustiva, como os Pampas e o Cerrado no Brasil, bem como ecossistemas andinos e patagônicos (SIMBERLOFF et al., 2010; LANGDON et al., 2010). A fragmentação histórica dos dados começou a ser superada com a criação de redes colaborativas, destacando-se a Rede Interamericana de Informação sobre Biodiversidade (IABIN) e sua vertente focada em invasoras, a Rede de Informação sobre Espécies Invasoras (I3N). Essas iniciativas, lideradas por pesquisadores como Ziller et al. (2005) e Zalba et al. (2008), foram fundamentais para compilar listas nacionais de espécies e fornecer a bases para formulação de estratégias de controle e manejo.

Plantas Invasoras no Brasil

O debate brasileiro sobre ecologia de invasões ocorreu com um atraso em relação à América do Norte e à Europa. A percepção predominante no país, fomentada por políticas de desenvolvimento agrário do século XX, era a de que a introdução de espécies exóticas representava um benefício econômico, ignorando as questões ecológicas negativas. A consolidação científica da área foi consolidando-se aos poucos com a fundação do Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental em 2002. Esta organização, liderada por Sílvia Ziller, desempenhou um papel estruturante ao articular a academia e o governo, o que resultou no Primeiro Simpósio Brasileiro sobre Espécies Exóticas Invasoras em 2005 (ZILLER, 2006). Essa articulação política e científica resultou no reconhecimento oficial do problema pelo Ministério do Meio Ambiente, levando à publicação das primeiras listas oficiais de espécies invasoras e resoluções do CONABIO (Comissão Nacional de Biodiversidade) que passaram a regulamentar o tema (BRAZIL, 2006).

Em relação à ecologia, o Brasil, devido à sua dimensão continental e heterogeneidade ambiental, apresenta cenários de invasão distintos para cada bioma, embora o padrão de introdução via atividades agrosilvopastoris seja constante na maioria dos casos. No Cerrado, considerado hoje um dos ecossistemas mais ameaçados, a invasão é dominada por gramíneas africanas C4, introduzidas para a pecuária. Espécies dos gêneros *Urochloa* (braquiárias) e *Melinis* (capim-gordura) alteraram a dinâmica do bioma. Estudos como os de Pivello (2011), demonstram que essas gramíneas não apenas deslocam a flora nativa por competição direta, mas modificam o regime de fogo, aumentando a frequência e a intensidade dos incêndios, o que impede a regeneração de espécies lenhosas nativas e favorece a própria expansão das invasoras.

Ao mesmo tempo, a Mata Atlântica enfrenta desafios devido à alta fragmentação, o que aumenta a exposição de bordas à colonização por exóticas. Neste bioma, destacam-se problemas com espécies arbóreas como a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*), que forma monodominâncias em unidades de conservação costeiras, alterando as propriedades químicas do solo e a composição da fauna dispersora (FABRICANTE et al., 2012). Nas regiões Sul e Sudeste, em áreas de altitude e ecossistemas campestres (Pampa e Campos de Altitude), a invasão por coníferas do hemisfério norte (*Pinus* spp.) constitui a principal ameaça. A dispersão anemocórica de sementes de plantios comerciais para áreas naturais adjacentes cria "desertos verdes" que suprimem a vegetação herbácea nativa e alteram a hidrologia local (ZENNI e ZILLER, 2011; BECHARA et al., 2013). Já na Caatinga, a algaroba (*Prosopis juliflora*), uma espécie introduzida para suporte forrageiro em áreas secas, invadiu matas ciliares, reduzindo a biodiversidade nativa e o lençol freático, apesar de seu valor econômico local (ANDRADE et al., 2008).

Atualmente no Brasil, já tem sido desenvolvido estudos diagnósticos (listas de verificação e registros de ocorrência em Unidades de Conservação) e trabalhos com foco analítico e experimental (PETRI et al., 2017; FREIRE et al., 2021). Há uma crescente prevalência de estudos focados em manejo e restauração ecológica, investigando métodos mecânicos e químicos para controle de invasoras em áreas protegidas, bem como o uso de ferramentas de modelagem de nicho para prever novas áreas de invasão sob cenários de mudanças climáticas. Contudo, ainda persiste uma lacuna em estudos teóricos de longo prazo e em avaliações econômicas dos impactos, que são comuns na literatura de América do Norte e Europa.

O amadurecimento da área no Brasil é evidenciado pela qualidade e quantidade de publicações em periódicos nacionais de alto impacto, como *Acta Botanica Brasilica*, *Rodriguésia* e *Biota Neotropica*, que frequentemente dedicam seções ou números especiais ao tema. Além disso, a consolidação da Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras, gerida pelo Instituto Hórus e integrada à rede global I3N (IABIN Invasives Information Network), fornece hoje o conteúdo técnico para que pesquisadores e gestores públicos possam tomar decisões baseadas em evidências.

2. CAPÍTULO 1 - PANORAMA DAS PLANTAS INVASORAS EM ÁREAS NATURAIS DO BRASIL: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Overview of Invasive Plants in Natural Areas of Brazil: A Systematic Review.

Alvaro Herrera Vale[1, 2], Bianca Mello Cerato[1, 2], Jair Hernando Castro Romero[3], Ángel Vale González[4], Letícia da Costa[1,2], Wagner Antonio Chiba de Castro[1, 5].

[1]Neotropical Biodiversity Graduate Program, Federal University of Latin American Integration, Foz do Iguaçu 85866-000, PR, Brazil.
[2]Itaipu Parquetec, Av. Tancredo Neves, 6731, Foz do Iguaçu 85867-900, PR, Brazil.
[3] Institute of Public Policies, Federal University of Rio Grande do Norte, University Campus, Lagoa Nova – Natal 59078-970, RN, Brazil.
[4]Department of Natural and Mathematical Sciences, Pontificia Universidad Javeriana, Calle 18 #118-250, CP 76003, Barrio Pance, Cali, Valle del Cauca, Colombia.
[5]Latin American Institute of Life and Nature Sciences, Federal University of Latin American Integration, Foz do Iguaçu 85866-000, PR, Brazil

Abstract

Invasive plants pose biological, structural, and economic threats to the different ecosystems where they have been introduced. Historically, they exhibit high anthropogenic dispersal, whether intentional or not, and proliferate synergistically with human impacts. In Brazil, invasive plants are present in all biomes of the country. However, studies on the biology of invasive plants in Brazilian natural areas, their impacts, and management remain insufficient. To provide an overview of plant invasions in Brazil's natural areas, a systematic review was conducted of all documents that reported invasive plants in these environments. Using the world's two largest scientific databases (Web of Science and SCOPUS) and the Brazilian database (SciELO), 234 scientific documents published between 1982 and 2023 were analyzed. A total of 48 botanical families were recorded, with Poaceae and Fabaceae being the most represented in terms of invasive species. The main invasive plant species identified were *Melinis minutiflora*, *Urochloa eminii*, *Pinus elliottii*, *Leucaena leucocephala*, *Prosopis juliflora*, *Urochloa brizantha*, *Cryptostegia madagascariensis*, *Hovenia dulcis*, *Urochloa arrecta*, and *Hedychium coronarium*. The Atlantic Forest and Cerrado biomes were the regions with the highest occurrence of invasive plants. The Neotropical biogeographic region contributed the most to invasive plants in the country, highlighting the need for public policies that classify plant invasions based on a biogeographic rather than a geopolitical approach. The results consolidate a significant amount of information that supports the prioritization of future studies in the field, not only filling knowledge gaps about invasive plants in Brazil but also providing subsidies for decision-making in the conservation of natural areas.

Keywords: biological invasion; invasive plants; plant habit; Brazilian biomes; conservation.

Introduction

Biological invasions are caused by exotic species—those introduced outside their natural distribution range—which threaten different components of native populations, species communities, and ecosystems where they have been established (Simberloff et al., 2005; Simberloff & Rejmánek, 2011; Pyšek et al., 2012; Lihle et al., 2017; Sagoff, 2018; Pyšek et al., 2020). The ecological, social, and economic conflicts generated by invasive species are complex and vary according to the biology of the species and their interactions with the environments being invaded (Mack et al., 2000; Pimentel et al., 2001; Traveset & Richardson, 2006; Richardson & Pyšek, 2012; Castro-Díez et al., 2019; Shackleton et al., 2019; Monnet et al., 2020; Zenni et al., 2021). In natural environments, invasive species can impact local native biodiversity through different invasion mechanisms (i.e., interspecific competition, alteration of food webs, and changes in community successional dynamics) (Cadotte & Colautti, 2005; Simberloff & Rejmánek, 2011; Simberloff et al., 2013).

Plants constitute one of the best-known groups of invasive species (Pyšek et al., 2020). They are constantly introduced into exotic environments at a higher rate than other groups, such as animals. This occurs due to the ease with which seeds or vegetative propagules are transported by humans, both intentionally and accidentally (Bonnamour et al., 2021). Human activities generate impacts on natural environments, which invasive plants exploit to establish themselves and compete with native species for resources (Simberloff et al., 2013). Through strategies such as phenotypic plasticity, vegetative propagation, high reproduction and dispersal rates, invasive plant species increase their success and place native species at a disadvantage (Vilà et al., 2011; Keser et al., 2013; Roiloa et al., 2015). They promote processes such as altering nutrient cycling (Currie et al., 2014), suppressing native plant recruitment (Dairel & Fidelis, 2020; Barbosa et al., 2021), and releasing allelochemicals that inhibit the growth of other plant species (Patnaik et al., 2017). For these reasons, they also represent an economic problem, due to the high costs required for their management (Pimentel et al., 2001; Zenni et al., 2021) and their negative impacts on ecosystem services (Simberloff et al., 2013).

Brazil harbors important biomes within its national territory, such as the Amazon, Atlantic Forest, Cerrado, Caatinga, Pampa, and Pantanal (Flora do Brasil 2020, 2024), which together contain some of the highest biodiversity levels in the world (Myers et al., 2000). However, throughout the post-colonial period, the country has experienced numerous introductions of exotic species (Zenni, 2014; Almeida et al., 2014), whether for ornamental, commercial, or accidental cause (Mayer et al., 2017). Many of these species initially became casual, later naturalized, and eventually invasive (Richardson et al., 2000; Zenni, 2015; Xavier et al., 2021).

In this context, several studies have been conducted with different approaches, aiming to gather sufficient information to understand the characteristics of these species (Matos & Pivello, 2009; Zenni & Ziller, 2011; Dias et al., 2013; Dechoum et al., 2018) and the invasion process (Fulgêncio-Lima et al., 2021; Xavier et al., 2021). Such information is fundamental to support strategies for control, eradication, and the development of relevant public policies. However, knowledge about plant invasions remains insufficient, particularly in a country of continental dimensions and marked by numerous environmental conflicts (Frehse et al., 2016).

To address these knowledge gaps, systematic reviews have proven to be valuable tools in the study of invasive species (Qiu & Chen, 2009; Dias et al., 2013; Khapugin, 2019; Fachinello et al., 2022). By carefully analyzing existing studies, these reviews allow for the synthesis of information on patterns of occurrence, ecological impacts, and management strategies for exotic invasive species. Moreover, they assist in identifying understudied geographic areas and taxonomic groups, guiding future research and conservation policies (Pinto et al., 2020). Systematic reviews have contributed to understanding the distribution of invasive species in both urban and natural environments, as well as to developing more effective strategies for control and eradication (Khapugin, 2019; Yu et al., 2016).

The objective of this study was to provide an overview of plant invasions in Brazil's natural areas by addressing the following questions: (1) Which invasive plant species are most frequently reported in studies conducted in natural areas of Brazil? (2) What are the most common growth forms of these species? (3) Which Brazilian biomes show the highest occurrence of these species? (4) What is the origin of invasive plants in the country? (5) What is the temporal trend of publications in this field of study? (6) What are the most frequent keywords in the literature?

Materials and Methods

A database was created to compile scientific articles on plant invasions in Brazil, using journals indexed in Web of Science (WoS); SciELO, and SCOPUS.

The search strategy included the relevant terminologies (plant invasion and locality) (Table 1). Logical operators were applied: “AND” (to intersect terms), “OR” (to combine terms), and “()” (to establish search order). To enhance the search, truncation symbols were used: “*” (to retain the word root) and “?” (to substitute any letter). Searches were conducted in the title, abstract, and keyword fields across the three databases. The query was set to retrieve all articles published up to December 2023, in both English and Portuguese.

Table 1. Search combinations used for data collection in Web of Science (WoS), Scientific Electronic Library Online (SciELO), and SCOPUS.

Theme	Term	Combination
Biological scope	Invasion/Invasive/ Weed/Alien/Non-native/Non-Indígenous/Vegetal/Plant	(invas* OR daninha OR alien* OR non-indigenous OR nonindigenous OR nonnative OR non-native OR exotic* OR invader) AND (plant* OR vegetal) AND (bra?il*)
Locality	Brazil	

The reference lists of the retrieved studies were exported in .csv format and then integrated into a single table of the same format. Article eligibility criteria were applied following the recommendations of the PRISMA - 2020 (Page et al., 2021) method for systematic reviews (Box 1).

Box 1. Inclusion and exclusion criteria used to select the articles included in the database for analysis.

(a) Redundancies among references from the three databases were checked, and duplicate articles were removed using Microsoft Excel tools.
(b) Works not categorized as articles were excluded through the automatic tools of the platforms.
(c) The remaining studies were manually analyzed by reading the “title” and “abstract” fields. The following inclusion criteria were applied during this filtering: (i) studies that explored Brazilian territory; (ii) studies that considered the plant species as invasive; and (iii) studies that mentioned the invaded location.
(d) To refine the database, the following exclusion criteria were applied: (i) studies categorized as literature reviews or invasive species lists, to avoid duplicated studies; and (ii) studies primarily focused on highly disturbed environments or artificial ecosystems (e.g., crops, hydroelectric plants, water reservoirs, urban fragments, forest edges in early successional stages, riparian forests with high levels of disturbance), since the study focused on natural environments.
(e) After this filtering, the documents were grouped into two categories: (i) studies that, based on title and abstract, met the eligibility criteria: fully or partially satisfying the inclusion criteria and not exhibiting any of the exclusion criteria; and (ii) studies that, based on title and abstract, did not meet the eligibility criteria: either failing to meet any inclusion criteria or exhibiting at least one exclusion criterion.
(f) For studies that fully or partially met the inclusion criteria and did not exhibit any exclusion criteria (Group I), the following information was extracted from the main text: (a) Plant species considered invasive and (b) the biome or phytogeographic domain in which the invaded site is located. Studies that did not report this information, either directly or indirectly, were excluded from the results.

Using this information, a final database was constructed with the following categories: invasive plant species studied in each work (aimed at creating a list of the most studied species in natural areas of Brazil); botanical family; origin (to identify the biogeographic regions of invasive plant species in the country); common name in Portuguese for one or more regions of Brazil; growth form (basic pattern of plant growth); and the biome in which the invaded site is located (to establish which biomes should be prioritized for management and control of invasive plant species in Brazil). Species with natural distributions in Brazilian biomes but reported as invasive in other biomes were included under the contribution of the Neotropical region. Information such as botanical family, common name, standardization of synonyms (e.g., *Urochloa decumbens* = *Urochloa eminii*), growth form, and origin was supplemented using the Flora do Brasil 2020 platform (2024), the database of the Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (2024), and the Global Compendium of Weeds (Randall, 2012). Scientometric data (year of publication, article keywords) were obtained from the databases themselves (WoS, SciELO, and SCOPUS). Keyword relationship analyses were generated using the VOSviewer platform (van Eck et al., 2010). Establishing relationships between publication years allows visualization of the temporal trend in invasive species research. The analysis of keyword relationships highlights the most frequent topics and knowledge gaps in studies on invasive plant species in Brazil.

Results

The database comprised documents published between 1982 and 2023. A total of 1,345 documents were found in SciELO, 2,073 in SCOPUS, and 1,925 in WoS, totaling 5,343 documents. After removing duplicate documents (868) and works not categorized as articles by the platforms (941), 3,534 studies remained. Among these, 528 documents met the inclusion criteria fully or partially and did not exhibit any exclusion criteria based on their title and abstract (Group I). Following a manual review of the full text of these studies, 234 documents met the eligibility criteria (Figure 1). The information extracted from these documents formed the final database used for the analyses in this study.

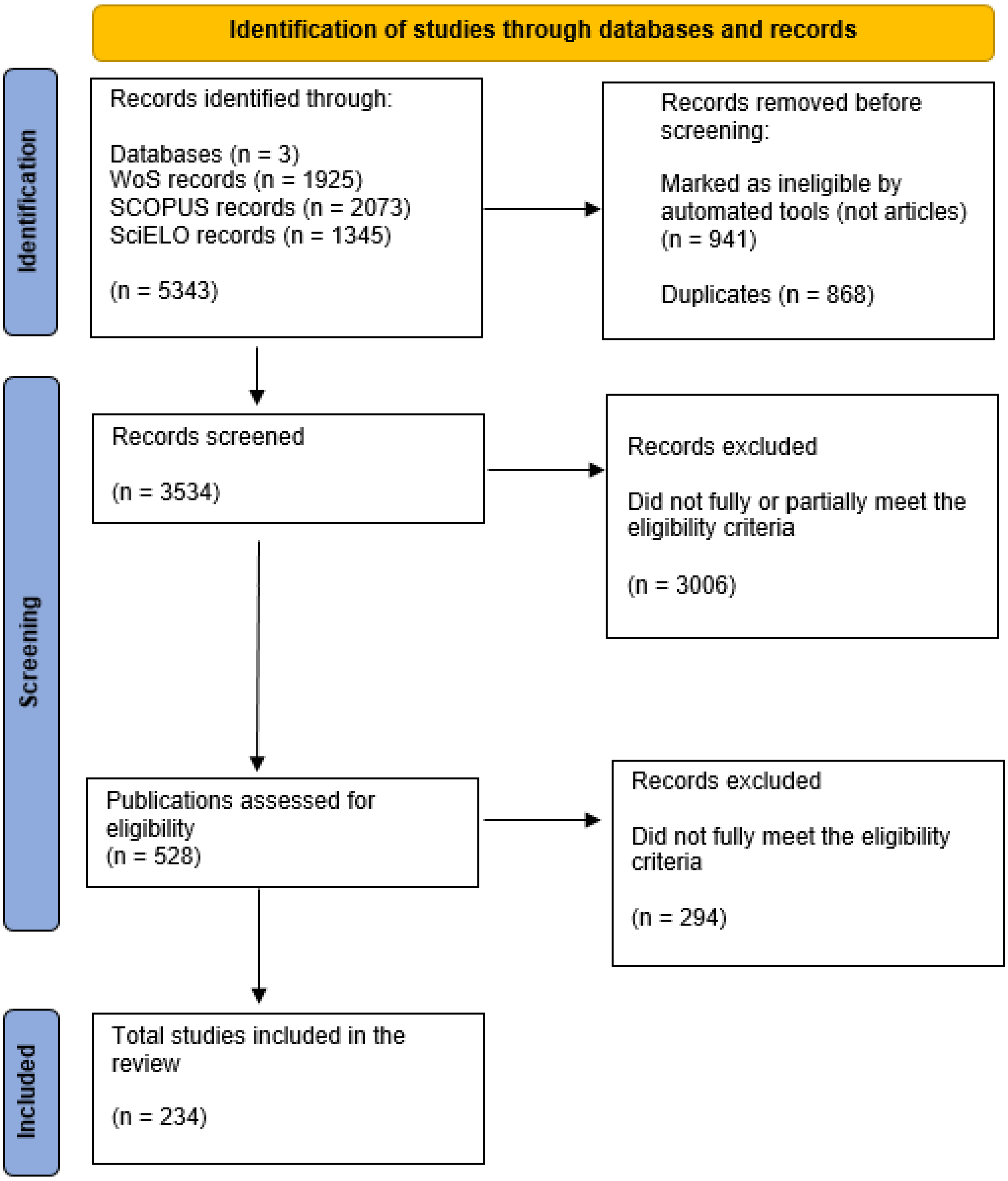

Figure 1. PRISMA 2020 flowchart for systematic reviews including database searches.

The 234 documents reported a total of 460 records of 160 plant species. Records were found in all Brazilian biomes. A total of 48 botanical families were recognized, with Poaceae and Fabaceae being the families with the highest number of species (41 and 25, respectively). Of the 160 species, 93 were reported only once, representing 58.1% of the species and 20.2% of the records in the publications. Similarly, 30 species were studied in two documents, representing 18.8% of the total species and 13.0% of the records. Eighteen species were reported in three to five articles, accounting for 11.3% of the total species and 14.8% of the records in the publications. Conversely, only 10 species (6.25%) accounted for 36.7% of the total records in the publications and appeared in more than ten articles. All information collected for these 10 species is summarized in Table 2.

Table 2. Most studied invasive plant species in Brazil, according to a survey of academic articles published between 1982 and 2023 in Web of Science (WoS), Scientific Electronic Library Online (SciELO), and SCOPUS.

Number of studies	Species/Family	Common name (Brazil)[1]	Origin[2]	Growth form	Biome[3]
36	*Melinis minutiflora* P.Beauv. **Poaceae**	capim-catingueiro, capim-gordo, capim-gordura	Africa	Herb	Caatinga Cerrado Atlantic Forest
26	*Urochloa eminii* (Mez) Davidse **Poaceae**	braquiária-decumbens, capim-brachiaria-decumbens	East Africa	Herb	Cerrado Atlantic Forest Pampa
17	*Pinus elliottii* Engelm. **Pinaceae**	pinheiro, pinus	North America	Tree	Cerrado Atlantic Forest Pampa
15	*Leucaena leuco cephala* (Lam.) de Wit **Fabaceae**	leucena	Central America	Tree	Amazon rainforest Caatinga Cerrado Atlantic Forest
14	*Prosopis juliflora* (Sw.) DC. **Fabaceae**	algaroba	Northern South America/Central America/Mexico/Caribbean	Tree	Caatinga Atlantic Forest
14	*Urochloa brizantha* (Hochst. ex A.Rich.) R.D.Webster **Poaceae**	capim-brachiaria-brizantha, braquiária-brizanta	Africa	Herb	Caatinga Cerrado Atlantic Forest
12	*Cryptostegia madagascariensis* Bojer **Apocynaceae**	videira-de-borracha-roxa	Madagascar	Shrub	Caatinga Cerrado
12	*Hovenia dulcis* Thunb. **Rhamnaceae**	uva-japonesa, chico-magro, caju-japonês, uva-do-japão, tripa-de-galinha	East Asia	Tree	Amazon rainforest Cerrado Atlantic Forest Pampa

12	*Urochloa arrecta* (Hack. ex T.Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga **Poaceae**	capim-tanner-grass, braquiária-do-brejo, capim-braquiária-do-brejo, braquiária-de-banhado, brachiaria-do-brejo	Africa	Herb	Amazon rainforest Cerrado Atlantic Forest
11	*Hedychium coronarium* J.Koenig **Zingiberaceae**	lágrima-de-moça, narciso, lírio-do-brejo	Asia	Herb	Cerrado Atlantic Forest

[1]Flora do Brasil 2020 (https://floradobrasil.jbrj.gov.br), Instituto Hórus (https://bd.institutohorus.org.br/); [2]Instituto Hórus (https://bd.institutohorus.org.br/), *A global compendium of weeds*. (Randall, 2012); [3] Regarding the invaded location.

Of the total species considered invasive in the publications, 83 (51.9%) have a herbaceous growth form, 45 (28.1%) are trees, and 32 (20.0%) are shrubs (Figure 2).

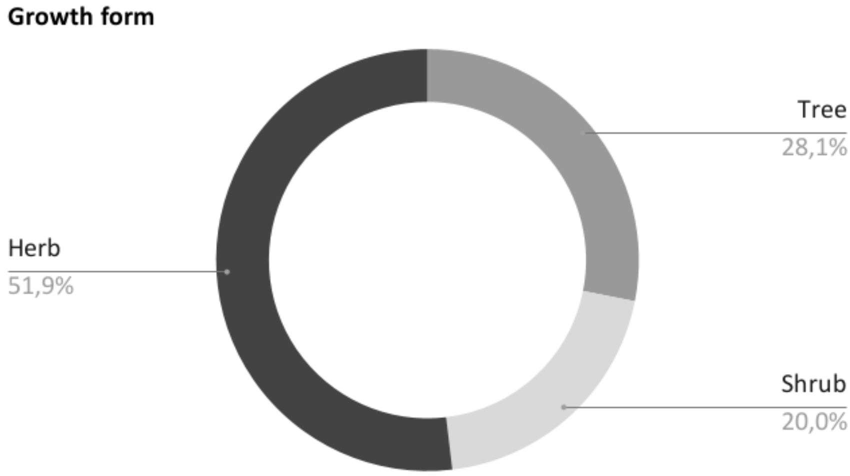

Figure 2. Growth form of species considered invasive in the publications.

Regarding the origin or natural distribution of the analyzed species, species from all biogeographic regions were found (Figure 3). The largest contribution came from the Neotropical region (including Brazil), with 69 species, representing 43.1% of the total invasive species reported in the documents. The Ethiopian region contributed 26 species (16.3%), the Palearctic region 27 species (16.9%), the Oriental region 22 species (13.8%), the Australian region 10 species (6.3%), and the Nearctic region 6 species (3.8%).

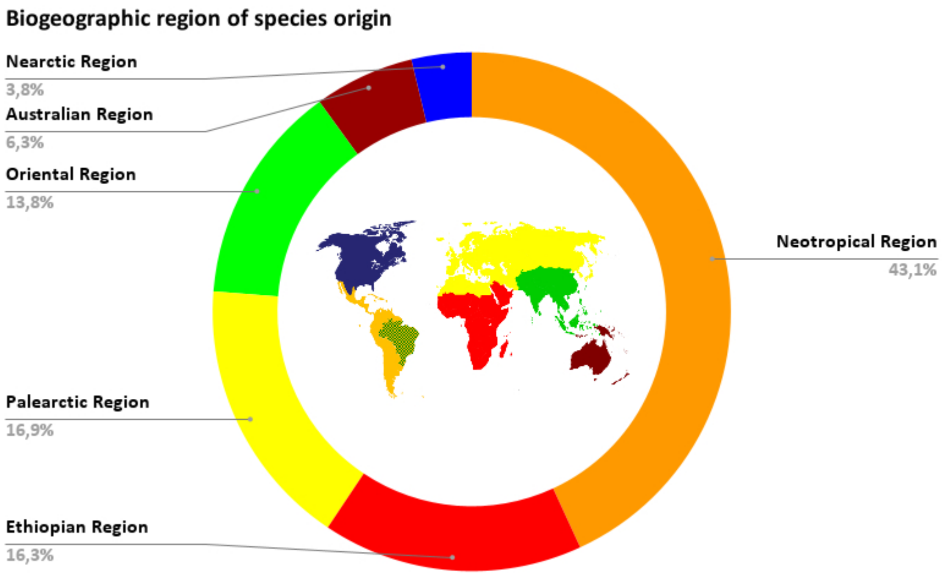

Figure 3. Contribution of biogeographic regions to the species considered invasive in the analyzed documents.

Articles were found studying plant species considered invasive in all Brazilian biomes (Figure 4), distributed as follows: Atlantic Forest (113), Cerrado (74), Caatinga (37), Pampa (15), Pantanal (6), and Amazon (5).

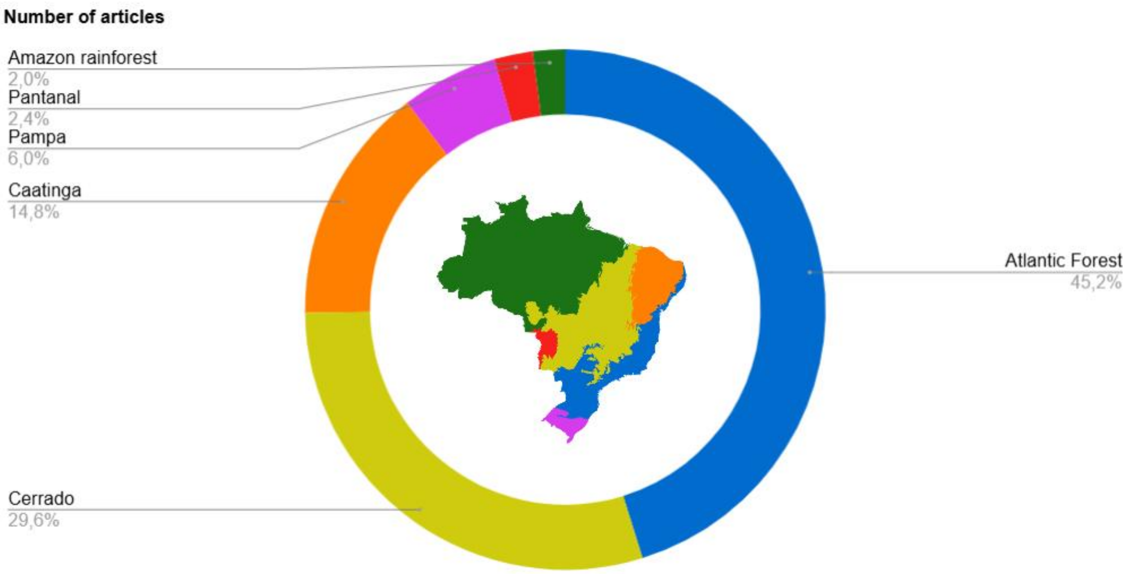

Figure 4. Distribution of study sites in the articles where the species are reported as invasive.

Regarding the temporal trend of publication of the articles included in this study, 85.0% were published in the last ten years (2014–2023). During this period, the average publication rate was 19.9 articles per year. Between 2008 and 2013, the average publication rate was 4.5 articles per year. Prior to 2008, eight articles were retrieved from the period between 1982 and 2004, with no consistent annual publication pattern (Figure 5).

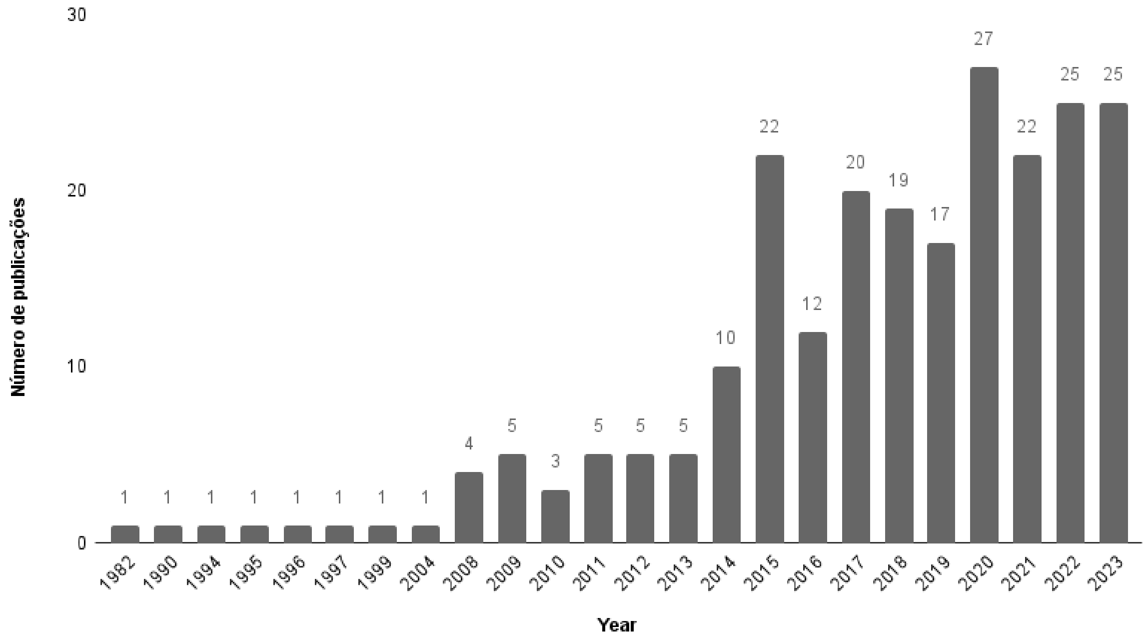

Figure 5. Temporal distribution of publication of the analyzed articles.

The main keywords, appearing at least seven times in the selected documents (present in at least 3% of the selected studies), are shown in Figure 6. Most of the articles included the terms “biological invasion” (37 occurrences), “invasive species” (29 occurrences), “exotic species” (20 occurrences), “competitions” (11 occurrences), “biological invasions” (11 occurrences), “alien species” (10 occurrences), “plant invasion” (9 occurrences), and “invasive alien species” (9 occurrences), reflecting key concepts in the field of study. Regarding keywords referring to the location of the studies or the areas invaded by the species, the Cerrado biome (24 occurrences) and Caatinga (15 occurrences) stand out. The Atlantic Forest biome, which concentrates the majority of studies (Figure 4), does not appear among the listed keywords.

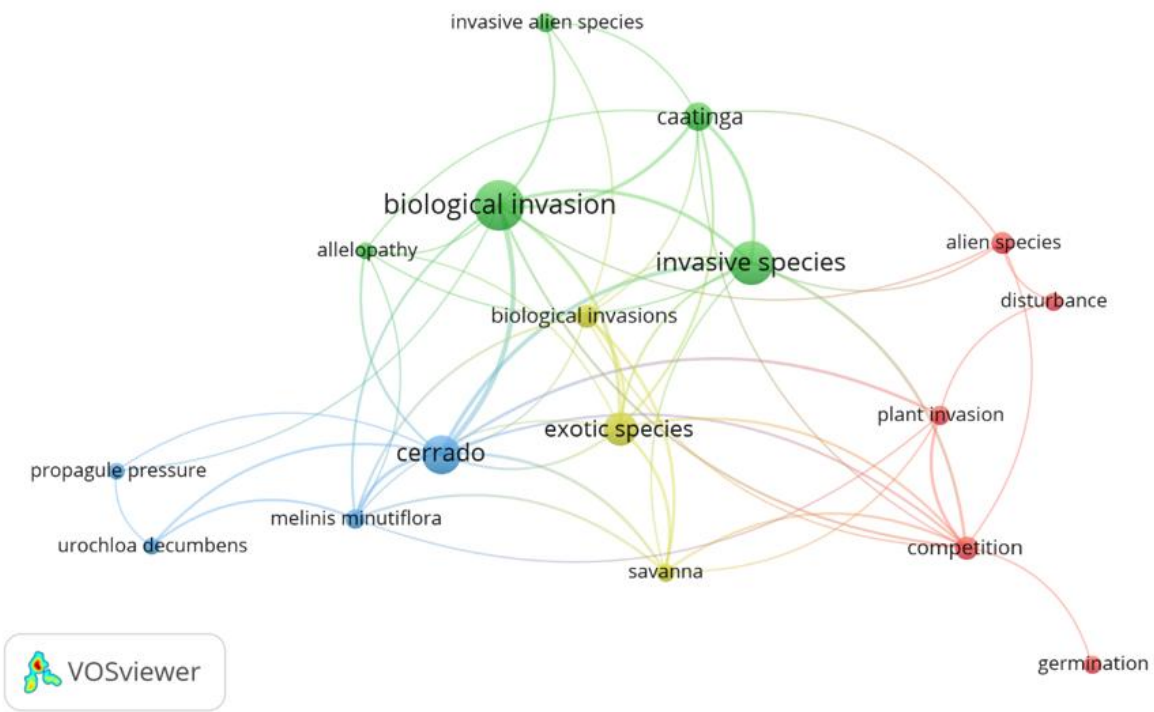

Figure 6. Keyword network of the analyzed studies.

Discussion

The results indicated a considerable number of scientific documents compared to other similar studies, which limited research to terrestrial environments (Zenni, Dechoum & Ziller, 2016), did not delimit the study to a specific ecosystem (Dias et al., 2013), or even did not specify the anthropogenic state of the invaded environments (Fachinello et al., 2022). Invasive species tend to occupy human-impacted environments (Jauni et al., 2014; Dodonov et al., 2020; Sena et al., 2021) and primary stages of ecological succession following disturbances (Davis et al., 2000; Novoa et al., 2020; Weidlich et al., 2020). This study focused exclusively on invasive plant species in natural environments in Brazil. This approach highlights the invasiveness of exotic species in preserved environments (Zenni & Ziller, 2011), allowing the intrinsic competitive potential of the invader to be observed in stable environments (Fulgêncio-Lima et al., 2021).

Based on this study, *Melinis minutiflora* P.Beauv., *Urochloa eminii* (Mez) Davidse, *Pinus elliottii* Engelm., *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, *Prosopis juliflora* (Sw.) DC., *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A.Rich.) R.D.Webster, *Cryptostegia madagascariensis* Bojer, *Hovenia dulcis* Thunb., *Urochloa arrecta* (Hack. ex T.Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga, and *Hedychium coronarium* J.Koenig are the most important invasive plant species in natural environments in Brazil. These 10 species were studied in 169 documents as invaders of natural areas across the Brazilian biomes Amazon, Caatinga, Cerrado, Atlantic Forest, and Pampa, demonstrating their high invasiveness and the risks they pose to the economy, society, and native biodiversity.

Melinis minutiflora, *Urochloa eminii*, *Urochloa brizantha*, and *Urochloa arrecta* are native to African savannas, herbaceous in growth form, and belong to the family Poaceae (Randall et al., 2012), which is also the most represented family in our results (41 species). Poaceae occurs in almost all ecosystems worldwide and is one of the richest families among Angiosperms (Soreng et al., 2017). Their phenotypic plasticity and effective dispersal strategies make them highly successful invaders in various regions of the globe (Linder et al., 2017). They propagate by seeds or vegetatively (Lorenzi, 2008), which enhances the invasion process. These African grasses were introduced to Brazil to increase pasture productivity (Bosi et al., 2014) and quickly spread through the country's natural ecosystems, displacing native species due to their strong competitive power (Rossi et al., 2014). They increase litter biomass, which affects soil temperature and moisture, consequently altering processes such as nutrient cycling (Hoffman & Haridasan, 2008), and impacting the composition and dynamics of the seed bank (Dairel & Fidelis, 2020). In the Cerrado, where numerous occurrences of these species are reported, the accumulation of dry biomass also modifies natural fire regimes (Aires et al., 2013). These African grasses were introduced throughout the tropical Americas, including the Caribbean, and spread to occupy numerous habitats across the continent (Williams & Baruch, 2000).

Pinus elliottii is a gymnosperm tree belonging to the Pinaceae family, native to the Nearctic region (Randall et al., 2012). Like other pines, it was introduced in several South American countries and worldwide (e.g., South Africa and Australia) for timber and urban landscaping purposes (Simberloff et al., 2010). It is recognized as an invasive species in Brazil in the Cerrado grasslands (Brewer et al., 2018), Atlantic Forest restingas (Bechara et al., 2013), and coastal Pampa fields (Da Silva Rodrigues-Corrêa et al., 2017).

Leucaena leucocephala (Fabaceae) is a small tree native to Central America, widely recognized as one of the most widespread arboreal invasive species in tropical and subtropical regions (Richardson & Rejmánek, 2011). Its high reproductive capacity significantly contributes to its invasive success: the species predominantly reproduces by self-fertilization, allowing seed production even from isolated individuals (De Melo-Silva et al., 2014). In addition, it also reproduces via cross-pollination by a wide variety of generalist insects (De Melo-Silva et al., 2014). The environments most susceptible to invasion by *L. leucocephala* are those with low-acidity soils, even when degraded, explaining its occurrence along roadsides, abandoned pastures, degraded agricultural areas, rock outcrops, and sensitive ecosystems such as restingas and mangroves (Zenni & Ziller, 2011). The species was introduced in Brazil and elsewhere for forage, nitrogen-fixation potential, and timber use (Machado et al., 2020; Bageel et al., 2019). However, these introductions have caused significant ecological impacts: *L. leucocephala* forms dense clusters, monopolizes resources, and prevents the establishment of native species, negatively affecting local plant diversity (Zenni et al., 2016). Allelopathic activity also limits native plant regeneration, hindering ecological restoration (Alvim et al., 2023). Its presence in Brazilian natural areas, particularly in already compromised biomes like the Atlantic Forest and Cerrado, is therefore concerning.

Prosopis juliflora is a xerophytic tree capable of adapting to resource-poor environments (Patnaik et al., 2017). Belonging to the Fabaceae family, it is naturally distributed in Mexico, Central America, and northern South America (Randall et al., 2012). *P. juliflora* was introduced in northeastern Brazil for timber production and spread along the coastal zones of Caatinga and Atlantic Forest (De Andrade et al., 2010). It tolerates a wide range of climatic conditions such as temperature and humidity, exhibits rapid vegetative growth, and releases allelopathic substances (Patnaik et al., 2017). Besides its threat in Brazil, *P. juliflora* is also a major invader in Ethiopia (Sintayehu et al., 2020), Kenya (Swallow & Mwangi, 2008), and Middle Eastern countries (Hussain et al., 2021).

Cryptostegia madagascariensis is a shrub or climbing species, used as an ornamental plant, for rubber production, and biofuel generation from biomass. This exotic invader colonizes savannas and riparian forests, forming dense populations, especially in disturbed areas near rivers and close to the native palm *Copernicia prunifera* (carnaúba) (Araújo et al., 2017). It relies on neighboring plants, covering their canopies and generating intense shading, which can lead to their death (Araújo et al., 2017). This impact is particularly evident on palms in the Caatinga. Under its canopy, no recruitment of native species or its own seedlings occurs. Shading and allelopathic compound release inhibit establishment of other species, significantly reducing plant diversity in invaded areas (Araújo et al., 2017). A study in the Caatinga indicated that the invader can alter arbuscular mycorrhizal composition to its advantage (Souza et al., 2016). *C. madagascariensis* competes directly with *C. prunifera*, reducing its occurrence. The carnaúba palm has high socioeconomic importance, providing income through handicrafts and other products, closely tied to rural community livelihoods (Vieira et al., 2004).

Hovenia dulcis is a deciduous tree native to Asia (China, Japan, and Korea), occurring as an occasional component of the intermediate stratum in oak deciduous forests

(Randall, 2012). Beyond Brazil, it is considered invasive in countries such as Tanzania, Paraguay, and Argentina (Randall, 2012). In Brazil, it invades forests (secondary strata and gaps), roadsides, and vacant lots (Gerber et al., 2018). Its uses include ornamental purposes, windbreaks, shading for poultry and pig pens, and consumption of the fruit peduncle for sweets, jams, and honey. *H. dulcis* competes with native species for space, light, and nutrients, reducing resource availability (Dechoum et al., 2014). In Araucaria forests, it occupies the upper stratum, gradually replacing characteristic mature-phase species such as cedar, cinnamon trees, *Canjerana*, *Ipê*, and *Miguel-pintado* (Gerber et al., 2018). Currently, it is considered one of the most aggressive exotic invaders in the Uruguay River basin, especially in Seasonal and Mixed Ombrophilous Forests (Lazzarin et al., 2015).

Hedychium coronarium is a rhizomatous herb native to humid forest understories of Nepal (Himalaya region), India, and Indonesia (Randall, 2012). In Brazil, it invades marshes, wetlands, and forest understories, being highly adapted to lake margins, water bodies, channels, and shallow streams (Chiba De Castro et al., 2016). It is considered invasive in several countries, including South Africa, Samoa, Cook Islands, Micronesia, Fiji, French Polynesia, New Caledonia, Australia, Hawaii, Galápagos Islands, Cuba, and Japan (Randall, 2012). Ecological impacts include the release of toxic compounds affecting competitors and associated organisms, altering trophic dynamics in invaded aquatic ecosystems. Dense clumps hinder or prevent ecological succession of native vegetation in wetlands and forest understories (Chiba De Castro et al., 2016).

The study included documents that considered a plant species as invasive, without evaluating the definition of “invasive species” used. It is important to emphasize that many documents do not provide clear definitions of biological invasions, present little theoretical-ecological basis to classify a species as invasive, and/or consider a species invasive merely because it is exotic (Fachinello et al., 2022). The lack of clear definitions generates knowledge gaps in biological invasion studies, hindering communication and mapping of research on invasive species (Pereyra, 2016). For example, Moraes & Leal (2015) consider *Habenaria repens* Nutt. (Orchidaceae) invasive due to its broad distribution in the Neotropics. Being an orchid, *H. repens* has a highly specific niche in natural communities (Ackerman, 2015; García-González et al., 2018) and, like many Orchidaceae groups, is part of species complexes often resulting from natural hybridization, possibly making it non-invasive as described (Lau et al., 2021).

In this study, herbaceous species were the most frequent among invasive plants (51.9%), followed by arboreal (28.1%) and, to a lesser extent, shrub species (20.0%). These results differ from Zenni, Dechoum and Ziller (2016), who found that for invasive plants across all terrestrial environments in Brazil (regardless of disturbance level), arboreal species predominated (65.3%) over shrubs (2.8%) and herbaceous species (31.9%), including lianas and pteridophytes. Conversely, Weidlich et al. (2020) report a higher proportion of invasive herbaceous plants in ecological restoration areas. Native herbaceous species contribute to natural ecological succession (Kozera et al., 2020), and when replaced by invaders, can alter nutrient cycling (Chiba de Castro et al., 2019), release allelopathics (Barbosa et al., 2008), and affect recruitment of arboreal and shrub species (Barbosa et al., 2021). Habit variability also helps understand the dispersal potential of invasive plants (Rojas et al., 2019). Understanding the implications of higher proportions of invasive herbaceous plants is important for establishing ecological restoration and conservation protocols.

An asymmetric distribution of studies across Brazilian biomes was observed. The number of vegetation invasion records is higher in the Atlantic Forest, Cerrado, and Caatinga compared to the Amazon, Pantanal, and Pampa. This aligns with previous studies (Dias et al., 2013; Frehse et al., 2016; Dechoum et al., 2021) showing that invasive species studies in Brazil concentrate in the Southeast and South regions, mainly covering the Atlantic Forest and Cerrado. This variation can be explained by the proximity and higher number of research institutions, environmental agencies, universities, and road access facilitating visits to these areas (Young & Larson, 2011). Remote areas like the Central Amazon require external factors, adequate funding, and infrastructure for study (Wilson et al., 2007).

A critical point identified is the discrepancy between the most studied biomes and keywords used in articles. Despite the Atlantic Forest having the highest number of invasion records, the term “Atlantic Forest” does not appear among the most frequent keywords, unlike terms such as “Cerrado” and “Caatinga.” This may relate to inconsistent indexing practices by authors and journals, reducing visibility and systematic retrieval of scientific information (Derbyshire et al., 2023). Well-defined keywords are essential for organizing knowledge, especially in interdisciplinary and strategic fields such as biological invasions, where quick access to information supports environmental management and policy-making (Wilson et al., 2007; Zenni & Ziller, 2011). In Brazil, specifying the affected biome in keywords allows identification of vulnerable areas and a coherent overview of scientific efforts across regions (Dechoum et al., 2021; Zenni et al., 2016). Lack of keyword standardization may underrepresent certain ecosystems in specialized literature even if they are heavily studied. Thus, good editorial and research practices are reinforced, including controlled vocabulary and precise geographic and ecological descriptors, promoting transparency, accessibility, and effective biodiversity conservation and management actions (Soto et al., 2024).

Our results show that the Neotropical region contributes the highest number of invasive plants in Brazil. Climate, anthropogenic flows, and invasive species strategies largely explain invasion processes in tropical regions (Irl et al., 2021). Similarity between invaded environments and the species' native habitat contributes to invasion success (Rejmánek et al., 2005; Jaksic & Castro, 2021). Weak customs enforcement across South America facilitates the dispersal of potentially invasive species to Brazil (Oliveira & Machado, 2009). Internal flows from other Brazilian biomes may also drive new plant invasions (Davis et al., 2009). Additionally, tropical species have specific physiological traits and faster growth rates than temperate species (Kleunen et al., 2010), possibly explaining the lower number of invasive species from temperate regions.

The findings reinforce the need for public policies defining plant species classifications (native, exotic, or invasive) based on biogeographic perspectives. Delimitations should reflect species reality, such as natural barriers or distant phytogeographic regions and ecoregions, disregarding political boundaries (Bevilaqua, 2013). Brazil's large geographical extent and diverse climates (Cavalcanti, 2016) encompass contrasting phytogeographic regions, from dense forests like the Amazon to semi-arid areas like the Caatinga (IBGE, 2012). Several species considered native to one biome are invasive in another, e.g., the allelopathic *Clitoria fairchildiana* R.A.Howard, native to the Amazon and invasive in the Atlantic Forest (Xavier et al., 2021), and *Vochysia divergens* Pohl, native to the Amazon Basin and invasive in the Pantanal (Haase & Haase, 1995; Dalmolin et al., 2012; Dalmagro et al., 2013).

Temporal publication trend analysis shows substantial growth in studies on invasive plants in Brazil's natural areas, particularly from 2014 onwards, contrasting previous periods. This expansion aligns with the consolidation of biological invasions as a significant field within biological and environmental sciences (Simberloff et al., 2013; Pyšek et al., 2020). In recent decades, conceptual and methodological maturity has been driven by research networks, increased funding, and inclusion of the topic in public policy and conservation agendas (Dechoum et al., 2021). Growing concern about ecological, economic, and social impacts of invasive species has further stimulated scientific interest, especially in highly anthropized biomes (Fachinello et al., 2022). The COVID-19 pandemic (2020–2022), although initially limiting fieldwork, appears not to have reduced scientific output; instead, it may have encouraged reviews, data analyses, and theoretical reflections, maintaining or accelerating publications (Li et al., 2025). The absence of consistent publications in earlier decades (1982–2004), with only eight retrieved articles, indicates the topic was nascent in Brazilian academia, often embedded within broader ecological or conservation studies. The recent growth highlights greater specialization and institutionalization of biological invasion research in Brazil, essential for effective prevention, control, and management policies (Dechoum et al., 2021).

The results consolidate a substantial amount of information that can contribute to the prioritization of future research in the field. Identifying which species are invasive in a given region can help establish priority zones for conservation (Novoa et al., 2020; Weidlich et al., 2020). Similarly, knowledge of the origins of invasive species can aid in their identification during environmental inspections, especially in transit areas where introductions may occur. The large number of invasive plants reported in Brazil poses a significant challenge for researchers, managers, and public agencies (Abrahams et al., 2019; Bonnamour at al., 2021). Collaboration among these stakeholders is essential to create robust and sophisticated knowledge bases, compendia, and national or regional catalogs, as well as effective mechanisms for environmental monitoring to prevent the establishment of invasive species in the country.

Finally, this study demonstrates the importance of systematic reviews and scientometric analyses for synthesizing knowledge, in this case regarding plant invasions in Brazil. In addition to the extensive coverage of academic articles in the WOS and SCOPUS databases, the use of regional databases (Khapugin et al., 2019) such as SciELO should also be encouraged. Although these may have smaller coverage, they often provide more region- or country-specific information.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A prevenção por parte dos governos, permite quantificar a ameaça e barrar a entrada de espécies com alto potencial invasor antes que elas se estabeleçam. Além disso, é necessária a integração entre a ecologia de invasões e a restauração ecológica. Atualmente, entende-se que o sucesso de projetos de recuperação de áreas degradadas depende da capacidade de manipular filtros ecológicos para desfavorecer espécies exóticas que competem por recursos e alteram a os processos de sucessão.

Por outro lado, enquanto na literatura internacional existem estimativas que indicam os prejuízos socioeconômicos e a perda de serviços ecossistêmicos, no Brasil e na América Latina esses dados ainda são fragmentados ou inexistentes para a maioria das espécies. Essa lacuna de valoração econômica dificulta o convencimento de tomadores de decisão sobre a relação custo-benefício e a urgência de investimentos em prevenção e controle.

Já sobre a relação de invasões biológicas e mudanças climáticas, modelos preditivos indicam que as alterações nos regimes de temperatura e precipitação poderão expandir a adequabilidade climática para diversas espécies invasoras em regiões anteriormente resistentes, permitindo que elas colonizem novas latitudes ou altitudes. No contexto brasileiro, pouco se sabe sobre como a flora invasora reagirá. A falta de monitoramento de longo prazo impede a detecção precoce de possíveis invasões, tornando os ecossistemas vulneráveis, onde espécies exóticas podem tornar-se dominantes sob novas condições climáticas.

Por fim, é importante investigar quais espécies estão presentes, como elas interagem funcionalmente com as comunidades nativas (focando na plasticidade fenotípica e eficiência no uso de recursos) e quais técnicas de manejo são mais efetivas para a realidade neotropical, em termos de eficiência e custo.

6. REFERÊNCIAS

ABRAHAMS, B.; SITAS, N.; ESLER, K. J. Exploring the dynamics of research collaborations by mapping social networks in invasion science. **Journal of Environmental Management**, v. 229, p. 27–37, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.051.

ACKERMAN, J. Invasive orchids: weeds we hate to love? **Lankesteriana International Journal on Orchidology**, v. 7, p. 19–21, 2007. Disponível em: https://doi.org/10.15517/lank.v7i1-2.18386.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR, H. F. A. Os peixes dos nossos rios. **Ciência Hoje**, v. 21, n. 125, p. 30–35, 1996.

AIRES, S. S.; SATO, M. N.; MIRANDA, H. S. Seed characterization and direct sowing of native grass species as a management tool. **Grass and Forage Science**, v. 69, p. 470–478, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1111/gfs.12077.

ALMEIDA, W. R. *et al*. The alien flora of Brazilian Caatinga: deliberate introductions expand the contingent of potential invaders. **Biological Invasions**, v. 17, p. 51–56, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10530-014-0738-6.

ALVIM, S.; BÖHM, F. M. L.; PASTORINI, L. H. Allelopathic potential of *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit leaf extracts on native species. **Brazilian Journal of Biology**, v. 83, e272274, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.1590/1519-6984.272274.

ANDRADE, L. A. *et al*. Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. em áreas de Caatinga na Paraíba. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 3, p. 120–125, 2008.

ARAÚJO, H. *et al*. A alelopatia aumenta o potencial invasor de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne.? **Enciclopédia Biosfera**, v. 14, p. 1–12, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.18677/encibio_2017a1.

BAGEEL, A. *et al*. Giant Leucaena (*Leucaena leucocephala* subsp. *glabrata*): a versatile tree-legume for sustainable agroforestry. **Agroforestry Systems**, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10457-019-00392-6.

BAKER, H. G. Characteristics and modes of origin of weeds. In: BAKER, H. G.; STEBBINS, G. L. (Eds.). **The genetics of colonizing species**. New York: Academic Press, 1965. p. 147–172.

BARBOSA, E.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian Cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, p. 625–631, 2008. Disponível em: https://doi.org/10.1590/s1516-89132008000400021.

BARBOSA, K. C. *et al*. Potencial de regeneração natural de um plantio compensatório realizado em Unidade de Conservação urbana sob forte pressão antrópica. **Ciência Florestal**, v. 31, p. 786–807, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.5902/1980509843659.

BECHARA, F. C. *et al*. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 1, p. 1–18, 2016.

BECHARA, F. C. *et al*. Reproductive biology and early establishment of *Pinus elliottii* var. *elliottii* in Brazilian sandy coastal plain vegetation: implications for biological invasion. **Scientia Agricola**, v. 70, p. 88–92, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1590/s0103-90162013000200005.

BEVILAQUA, C. Espécies invasoras e fronteiras nacionais: uma reflexão sobre limites do Estado. **Revista Anthropológicas**, v. 24, p. 59–83, 2013.

BLACKBURN, T. M. *et al*. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 7, p. 333–339, 2011.

BLOSSEY, B.; NÖTZOLD, R. Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. **Journal of Ecology**, v. 83, n. 5, p. 887–889, 1995.

BLUMENTHAL, D. Interactions between resource availability and enemy release in plant invasion. **Ecology Letters**, v. 9, n. 7, p. 887–895, 2006.

BONNAMOUR, A.; GIPPET, J. M. W.; BERTELSMEIER, C. Insect and plant invasions follow two waves of globalisation. **Ecology Letters**, v. 24, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1111/ele.13863.

BOSI, C. *et al*. Produtividade e características biométricas do capim-braquiária em sistema silvipastoril. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, p. 449–456, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1590/s0100-204x2014000600006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Espécies exóticas invasoras**: situação brasileira. Brasília: MMA, 2006.

BREWER, J. S. *et al*. Impact of invasive slash pine (*Pinus elliottii*) on groundcover vegetation at home and abroad. **Biological Invasions**, v. 20, p. 2807–2820, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10530-018-1734-z.

CADOTTE, M. W.; COLAUTTI, R. I. The ecology of biological invasions: past, present and future. In: INDERJIT (Ed.). **Invasive plants**: ecological and agricultural aspects. Basel: Birkhäuser, 2005. p. 19–43.

CALLAWAY, R. M.; RIDENOUR, W. M. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 8, p. 436–443, 2004.

CASTRO-DÍEZ, P. *et al*. Global effects of non-native tree species on multiple ecosystem services. **Biological Reviews**, v. 94, p. 1477–1501, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1111/brv.12511.

CATFORD, J. A.; JANSSON, R.; NILSSON, C. Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. **Diversity and Distributions**, v. 15, n. 1, p. 22–40, 2009.

CAVALCANTI, A. **Tempo e clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

CHIBA DE CASTRO, W. A. *et al*. Invasion strategies of the white ginger lily *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae) under different competitive and environmental conditions. **Environmental and Experimental Botany**, v. 127, p. 55–62, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2016.03.010.

CHIBA DE CASTRO, W. A. *et al*. Litter accumulation and biomass dynamics in riparian zones in tropical South America of the Asian invasive plant *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae). **Plant Ecology & Diversity**, v. 13, p. 47–59, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1080/17550874.2019.1673496.

COLAUTTI, R. I.; GRIGOROVICH, I. A.; MACISAAC, H. J. Propagule pressure: a null model for biological invasions. **Biological Invasions**, v. 8, n. 5, p. 1023–1037, 2006.

COLAUTTI, R. I.; MACISAAC, H. J. A neutral terminology to define 'non-indigenous' species. **Diversity and Distributions**, v. 10, n. 2, p. 135–141, 2004.

CURRIE, W. S. *et al*. Emergence of nutrient-cycling feedbacks related to plant size and invasion success in a wetland community–ecosystem model. **Ecological Modelling**, v. 282, p. 69–82, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.01.010.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 63–87, 1992.

DA SILVA RODRIGUES-CORRÊA, K. C. *et al*. Dual allelopathic effects of subtropical slash pine (*Pinus elliottii* Engelm.) needles: leads for using a large biomass reservoir. **Industrial Crops and Products**, v. 108, p. 113–120, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.06.019.

DAIREL, M.; FIDELIS, A. The presence of invasive grasses affects the soil seed bank composition and dynamics of both invaded and non-invaded areas of open savannas. **Journal of Environmental Management**, v. 276, 111291, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111291.

DALMAGRO, H. J. *et al*. Photosynthetic parameters of two invasive tree species of the Brazilian Pantanal in response to seasonal flooding. **Photosynthetica**, v. 51, p. 281–294, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11099-013-0024-3.

DALMOLIN, Â. C. *et al*. Effects of flooding and shading on growth and gas exchange of *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae) of invasive species in the Brazilian Pantanal. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 24, p. 75–84, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.1590/s1677-04202012000200001.

DAVIS, M. A. **Invasion biology**. Oxford: Oxford University Press, 2009.

DAVIS, M. A.; GRIME, J. P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 3, p. 528–534, 2000. Disponível em: https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x.

DAVIS, M. A.; THOMPSON, K. A novel idea on species' success. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, n. 1, p. 25–26, 2000.

DE ANDRADE, L. A.; FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, F. X. Impactos da invasão de *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. (Fabaceae) sobre o estrato arbustivo-arbóreo em áreas de

Caatinga no Estado da Paraíba, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 32, 2010. Disponível em: https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v32i3.4535.

DE MELO-SILVA, C. *et al*. Biologia reprodutiva de *L. leucocephala* (Lam.) R. De Wit (Fabaceae: Mimosoideae): sucesso de uma espécie invasora. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 9, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.4013/nbc.2014.92.03.

DECHOUM, M. S. *et al*. Community structure, succession and invasibility in a seasonal deciduous forest in southern Brazil. **Biological Invasions**, v. 17, p. 1697–1712, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10530-014-0827-6.

DECHOUM, M. S. *et al*. Distribution of invasive alien species in Brazilian ecoregions and protected areas. In: [EDITOR]. **[Título do Livro]**. [Local: Editora], 2021. p. 24–42. Disponível em: https://doi.org/10.1002/9781119607045.ch35.

DECHOUM, M. S. *et al*. Invasive species and the Global Strategy for Plant Conservation: how close has Brazil come to achieving Target 10? **Rodriguésia**, v. 69, p. 1567–1576, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1590/2175-7860201869407.

DERBYSHIRE, D. W. *et al*. Keywords are missing: insights from the publication keywords, abstracts and titles of an environment and human health research group. **Equity in Education & Society**, v. 2, p. 303–316, 2023. Disponível em: https://doi.org/10.1177/27526461231163326.

DIAS, J. *et al*. Invasive alien plants in Brazil: a nonrestrictive revision of academic works. **Natureza & Conservação**, v. 11, p. 31–35, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.4322/natcon.2013.004.

DODONOV, P. *et al*. Remaining eucalypt trees may hamper woody plant regeneration in a Neotropical savanna. **Acta Oecologica**, v. 109, 103658, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103658.

ELTON, C. S. **The ecology of invasions by animals and plants**. London: Methuen, 1958.

ERFMEIER, A.; BRUELHEIDE, H. Invasive native vs. non-native species of *Rhododendron ponticum* populations: is there evidence for local adaptation? **Oecologia**, v. 142, p. 58–68, 2005.

FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, F. Q.; SIQUEIRA FILHO, J. A. Aspectos da ecologia de *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Moraceae) no Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 3, p. 505–513, 2012.

FACHINELLO, M. C.; ROMERO, J. H. C.; CHIBA DE CASTRO, W. A. Defining invasive species and demonstrating impacts of biological invasions: a scientometric analysis of studies on invasive alien plants in Brazil over the past 20 years. **NeoBiota**, v. 76, p. 13–24, 2022. Disponível em: https://doi.org/10.3897/neobiota.76.85881.

FREHSE, F. A. *et al*. Non-native species and invasion biology in a megadiverse country: scientometric analysis and ecological interactions in Brazil. **Biological Invasions**, v. 18, p. 3713–3725, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10530-016-1260-9.

FREIRE, R. *et al*. A bibliometric analysis of biological invasions in Brazil: a 10-year review. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 16, n. 1, p. 123–136, 2021.

FRIDLEY, J. D. *et al*. The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. **Ecology**, v. 88, n. 1, p. 3–17, 2007.

FULGÊNCIO-LIMA, L. G. *et al*. Invasive plants in Brazil: climate change effects and detection of suitable areas within conservation units. **Biological Invasions**, v. 23, p. 1577–1594, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10530-021-02460-4.

FULLER, P. L.; NICO, L. G.; WILLIAMS, J. D. **Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States**. Bethesda: American Fisheries Society, 1999.

GARCÍA-GONZÁLEZ, A. *et al*. ¿Es *Oncidium poikilostalix* una especie invasora? Ecología poblacional y comportamiento reproductivo de esta orquídea epífita en Chiapas, México. **Acta Botanica Mexicana**, e1370, p. 215–230, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.21829/abm125.2018.1370.

GERBER, D. *et al*. Invasion of *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) in southern Brazilian subtropical forest. **Acta Biológica Catarinense**, v. 5, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.21726/abc.v5i1.395.

GUREVITCH, J. *et al*. Emergent insights from the synthesis of conceptual frameworks for biological invasions. **Ecology Letters**, v. 14, n. 4, p. 407–418, 2011.

HAASE, R.; HAASE, P. Above-ground biomass estimates for invasive trees and shrubs in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 73, p. 29–35, 1995. Disponível em: https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)03509-u.

HAYES, K. R.; BARRY, S. C. Are there any consistent predictors of invasion success? **Biological Invasions**, v. 10, p. 483–506, 2008.

HEIMPEL, G. E. *et al*. Invasional meltdown: the case of the soybean aphid and its natural enemies. **Biological Invasions**, v. 12, p. 249–253, 2010.

HOFFMANN, W. A. *et al*. Ecological determinants of savanna-forest boundaries: stratagems of fire adaptation. **Oecologia**, v. 140, p. 258–267, 2004.

HOFFMANN, W. A.; HARIDASAN, M. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. **Austral Ecology**, v. 33, p. 29–36, 2008. Disponível em: https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01787.x.

HOWARD, L. O. The danger of introducing insect pests. **Science**, v. 8, n. 195, p. 627–629, 1898.

HULME, P. E. *et al*. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 2, p. 403–414, 2008.

HUSSAIN, M. I. *et al*. Impact of the invasive *Prosopis juliflora* on terrestrial ecosystems. **Sustainable Agriculture Reviews**, v. 52, p. 223–278, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-030-73245-5_7.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL. **Base de dados de espécies exóticas invasoras**. Florianópolis. Disponível em: https://institutohorus.org.br/. Acesso em: 11 dez. 2025.

IRL, S. D. H. *et al*. Human impact, climate and dispersal strategies determine plant invasion on islands. **Journal of Biogeography**, v. 48, p. 1889–1903, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1111/jbi.14119.

IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **IUCN Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species**. Gland: IUCN, 1999.

JAKSIC, F. M.; CASTRO, S. A. **Biological invasions in the South American Anthropocene**: global causes and local impacts. Cham: Springer Nature, 2021.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Flora do Brasil 2020**. Rio de Janeiro, [2020]. Disponível em: http://floradobrasil.jbrj.gov.br. Acesso em: 11 dez. 2025.

JAUNI, M.; GRIPENBERG, S.; RAMULA, S. Non-native plant species benefit from disturbance: a meta-analysis. **Oikos**, v. 124, p. 122–129, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1111/oik.01416.

KEANE, R. M.; CRAWLEY, M. J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 4, p. 164–170, 2002.

KENNEDY, T. A. *et al*. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. **Nature**, v. 417, n. 6889, p. 636–638, 2002.

KESER, L. H. *et al*. Invasive clonal plant species have a greater root-foraging plasticity than non-invasive ones. **Oecologia**, v. 174, p. 1055–1064, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s00442-013-2829-y.

KHAPUGIN, A. A global systematic review of publications concerning the invasion biology of four tree species. **Hacquetia**, v. 18, p. 233–270, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.2478/hacq-2019-0005.

KOZERA, C. Espécies herbáceas de uma Floresta Estacional Semidecidual do Oeste do Paraná, Brasil. **Acta Biológica Paranaense**, v. 48, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.5380/abpr.v48i(1-2).71555.

LAMBDON, P. W. *et al*. Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. **Preslia**, v. 80, p. 101–149, 2008.

LANGDON, B. *et al*. Pines in South America: invasive potential and implications for native biodiversity. **Biological Invasions**, v. 12, p. 2213–2228, 2010.

LATINI, A. O.; PETRERE JR., M. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. **Fisheries Management and Ecology**, v. 11, n. 2, p. 71–79, 2004.

LAU, B. L. *et al*. Unravelling the *Habenaria repens* (Orchidaceae) complex in Brazil: a biosystematic and molecular phylogenetic approach. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 197, p. 229–248, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1093/botlinnean/boab022.

LAZZARIN, L. C. *et al*. Invasão biológica por *Hovenia dulcis* Thunb. em fragmentos florestais na região do Alto Uruguai, Brasil. **Revista Árvore**, v. 39, p. 1007–1017, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1590/0100-67622015000600003.

LEVINE, J. M.; ADLER, P. B.; YELENIK, S. G. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. **Ecology Letters**, v. 7, n. 10, p. 975–989, 2004.

LEVINE, J. M.; D'ANTONIO, C. M. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. **Oikos**, v. 87, n. 1, p. 15–26, 1999.

LI, T.; YANG, X.; CAI, J. A systematic literature review on the impact of the COVID-19 pandemic on faculty members' research performance. **Humanities and Social Sciences Communications**, v. 874, 2025. Disponível em: https://doi.org/10.1057/s41599-025-05257-1.

LIHLE, D.; SOMERS, M. J. The effects of an invasive alien plant (*Chromolaena odorata*) on large African mammals. **Nature Conservation Research**, v. 2, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.24189/ncr.2017.048.

LINDER, H. P. *et al*. Global grass (Poaceae) success underpinned by traits facilitating colonization, persistence and habitat transformation. **Biological Reviews**, v. 93, p. 1125–1144, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1111/brv.12388.

LOCKWOOD, J. L.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. M. The role of propagule pressure in explaining species invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 5, p. 223–228, 2005.

LODGE, D. M. Biological invasions: lessons for ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 8, n. 4, p. 133–137, 1993.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008.

MACHADO, M. T. D. S.; DRUMMOND, J. A.; BARRETO, C. G. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit in Brazil: history of an invasive plant. **Estudos Ibero-Americanos**, v. 46, p. 33976, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.15448/1980-864x.2020.1.33976.

MACK, R. N. *et al*. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications**, v. 10, n. 3, p. 689–710, 2000. Disponível em: https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010%5B0689:bicegc%5D2.0.co;2.

MARLATT, C. L. The introduced pine sawfly, *Diprion similis*, in the United States. **USDA Bureau of Entomology Bulletin**, v. 64, n. 157, p. 1–25, 1917.

MATOS, S. D. M.; PIVELLO, V. R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Ciência & Cultura**, v. 61, p. 27–30, 2009.

MAYER, K. *et al*. Naturalization of ornamental plant species in public green spaces and private gardens. **Biological Invasions**, v. 19, p. 3613–3627, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10530-017-1594-y.

MITCHELL, C. E.; POWER, A. G. Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. **Nature**, v. 421, n. 6923, p. 625–627, 2003.

MONNET, A. *et al*. Historical legacies and ecological determinants of grass naturalizations worldwide. **Ecography**, v. 43, p. 1373–1385, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1111/ecog.04609.

MORAES, C. P.; LEAL, T. S. *Habenaria repens*: distribuição espacial e correlação com fatores abióticos de uma orquídea emergente invasora em fragmento mesófilo brasileiro. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 8, p. 111, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.17765/2176-9168.2015v8ned.esp.p111-136.

MYERS, N. *et al*. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000. Disponível em: https://doi.org/10.1038/35002501.

NOVOA, A. *et al*. Invasion syndromes: a systematic approach for predicting biological invasions and facilitating effective management. **Biological Invasions**, v. 22, p. 1801–1820, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10530-020-02220-w.

OLIVEIRA, A. E. S.; MACHADO, C. J. S. Quem é quem diante da presença de espécies exóticas no Brasil? Uma leitura do arcabouço institucional-legal voltada para a formulação de uma política pública nacional. **Ambiente & Sociedade**, v. 12, p. 373–387, 2009. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S1414-753X2009000200011.

PAGE, M. J. *et al*. The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. **British Medical Journal**, v. 372, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1136/bmj.n71.

PALMER, J. D. Introduced species and the decline of native biota on islands. **Nature**, v. 397, n. 6718, p. 377–378, 1899.

PARSONS, J. J. Spread of African pasture grasses to the American tropics. **Journal of Range Management**, v. 25, p. 12–17, 1972.

PATNAIK, P.; ABBASI, T.; ABBASI, S. A. Prosopis (*Prosopis juliflora*): blessing and bane. **Tropical Ecology**, v. 58, p. 455–483, 2017.

PAUCHARD, A. *et al*. The new world of the Southern Cone of South America. In: SIMBERLOFF, D.; REJMÁNEK, M. (Eds.). **Encyclopedia of biological invasions**. Berkeley: University of California Press, 2011.

PEREYRA, P. J. Revisiting the use of the invasive species concept: an empirical approach. **Austral Ecology**, v. 41, p. 519–528, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1111/aec.12340.

PETERS, R. H. **A critique for ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991.

PETRI, L. *et al*. Avanços e lacunas no conhecimento sobre plantas invasoras no Brasil. **Rodriguésia**, v. 68, n. 2, p. 581–593, 2017.

PIMENTEL, D. *et al*. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 84, p. 1–20, 2001. Disponível em: https://doi.org/10.1016/s0167-8809(00)00178-x.

PINTO, A. S. *et al*. Invasive plants in the Brazilian Caatinga: a scientometric analysis with prospects for conservation. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 15, p. 503–520, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.3897/neotropical.15.e57403.

PIVELLO, V. R. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology**, v. 7, n. 1, p. 24–39, 2011.

PIVELLO, V. R. *et al*. "Savanization" or "grasslandization" of tropical forests? The role of fire and invasive grasses. **Journal of Environmental Management**, v. 293, 112849, 2021.

PYŠEK, P. *et al*. Alien plants in checklists and floras: towards better communication. **Preslia**, v. 76, n. 3, p. 215–239, 2004.

PYŠEK, P. *et al*. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Global Change Biology**, v. 18, p. 1725–1737, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.1111/brv.12627.

PYŠEK, P. *et al*. Scientists' warning on invasive alien species. **Biological Reviews**, v. 95, p. 1511–1534, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1111/brv.12627.

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M. Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? In: NENTWIG, W. (Ed.). **Biological invasions**. Berlin: Springer, 2007. p. 97–125.

QIU, H.; CHEN, Y. F. Bibliometric analysis of biological invasions research during the period of 1991 to 2007. **Scientometrics**, v. 81, p. 601–610, 2009. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11192-008-2207-4.

RAHEL, F. J. Homogenization of fish faunas across the United States. **Science**, v. 288, n. 5463, p. 85–88, 2000.

RANDALL, R. P. **A global compendium of weeds**. South Perth: Department of Agriculture and Food Western Australia, 2012.

REJMÁNEK, M. Invasions in ecology and evolution. In: SANDLUND, O. T. (Ed.). **The ecology of natural enemies and their escape from enemies**. Trondheim: Tapir, 1999.

REJMÁNEK, M. *et al*. Ecology of invasive plants: state of the art. **Invasive Alien Species: A New Synthesis**, v. 63, p. 104–162, 2005.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P. Plant invasions and invasibility of plant communities. In: VAN DER MAAREL, E. (Ed.). **Vegetation ecology**. Oxford: Blackwell Science, 2005. p. 332–355.

RICHARDSON, D. M. *et al*. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, v. 6, n. 2, p. 93–107, 2000. Disponível em: https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x.

RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P. Naturalization of introduced plants: ecological drivers of biogeographical patterns. **New Phytologist**, v. 196, p. 383–396, 2012. Disponível em: https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04292.x.

RICHARDSON, D. M.; REJMÁNEK, M. Trees and shrubs as invasive alien species - a global review. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 788–809, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x.

ROILOA, S. R.; CAMPOY, J. G.; RETUERTO, R. Importancia de la integración clonal en las invasiones biológicas. **Ecosistemas**, v. 24, p. 76–83, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-1.12.

ROJAS, T. N. *et al*. Being popular or freak: how alien plants integrate into native plant-frugivore networks. **Biological Invasions**, v. 21, p. 2589–2598, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s10530-019-01997-9.

ROSSI, R. G. *et al*. Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) on native species and on fires in areas of campo-cerrado in Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, p. 631–637, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3390.

SAGOFF, M. What is invasion biology? **Ecological Economics**, v. 154, p. 22–30, 2018. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.07.023.

SENA, F. H. *et al*. Goats foster endozoochoric dispersal of exotic species in a seasonally dry tropical forest ecosystem. **Journal of Arid Environments**, v. 188, 104473, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104473.

SHACKLETON, R. T. *et al*. The human and social dimensions of invasion science and management. **Journal of Environmental Management**, v. 229, p. 1–9, 2019. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.041.

SHAFLAND, P. L.; LEWIS, S. A. Terminology associated with introduced organisms. **Fisheries**, v. 9, n. 4, p. 17–20, 1984.

SILVÉRIO, D. V. *et al*. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 368, 20120427, 2013.

SIMBERLOFF, D. **Confronting introduced species**: a formidable task. Boca Raton: CRC Press, 2003.

SIMBERLOFF, D. Invasional meltdown 6 years later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both? **Ecology Letters**, v. 9, n. 8, p. 912–919, 2006.

SIMBERLOFF, D. The role of propagule pressure in biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 81–102, 2009.

SIMBERLOFF, D. *et al*. Spread and impact of introduced conifers in South America: lessons from other southern hemisphere regions. **Austral Ecology**, v. 35, p. 489–504, 2010. Disponível em: https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02058.x.

SIMBERLOFF, D. *et al*. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, p. 58–66, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013.

SIMBERLOFF, D.; PARKER, I. M.; WINDLE, P. N. Introduced species policy, management, and future research needs. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 3, p. 12–20, 2005. Disponível em: https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003%5B0012:ispmaf%5D2.0.co;2.

SIMBERLOFF, D.; REJMÁNEK, M. (Ed.). **Encyclopedia of biological invasions**. Berkeley: University of California Press, 2011.

SIMBERLOFF, D.; VON HOLLE, B. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? **Biological Invasions**, v. 1, n. 1, p. 21–32, 1999.

SINTAYEHU, D. W.; DALLE, G.; BOBASA, A. F. Impacts of climate change on current and future invasion of *Prosopis juliflora* in Ethiopia: environmental and socio-economic implications. **Heliyon**, v. 6, e04596, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04596.

SORENG, R. J. *et al*. A worldwide phylogenetic classification of the Poaceae (Gramineae) II: an update and a comparison of two 2015 classifications. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 55, p. 259–290, 2017. Disponível em: https://doi.org/10.1111/jse.12262.

SOTO, I. *et al*. Taming the terminological tempest in invasion science. **Biological Reviews**, 2024. Disponível em: https://doi.org/10.1111/brv.13071.

SOUZA, T. A. *et al*. Could biological invasion by *Cryptostegia madagascariensis* alter the composition of the arbuscular mycorrhizal fungal community in semi-arid Brazil? **Acta Botanica Brasilica**, v. 30, p. 93–101, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0190.

STOHLGREN, T. J. *et al*. Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. **Ecological Monographs**, v. 69, n. 1, p. 25–46, 1999.

SWALLOW, B.; MWANGI, E. *Prosopis juliflora* invasion and rural livelihoods in the Lake Baringo area of Kenya. **Conservation and Society**, v. 6, p. 130, 2008. Disponível em: https://doi.org/10.4103/0972-4923.49207.

THUILLER, W. *et al*. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. **Global Change Biology**, v. 11, n. 12, p. 2234–2250, 2005.

TORCHIN, M. E. *et al*. Introduced species and their missing parasites. **Nature**, v. 421, n. 6923, p. 628–630, 2003.

TRAVESET, A.; RICHARDSON, D. M. Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, p. 208–216, 2006. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.01.006.

VAN ECK, N. J.; WALTMAN, L. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. **Scientometrics**, v. 84, p. 523–538, 2010. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11192-009-0146-3.

VAN KLEUNEN, M.; WEBER, E.; FISCHER, M. A meta-analysis of traits associated with plant invasiveness. **Ecology Letters**, v. 13, n. 2, p. 235–245, 2010. Disponível em: https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x.

VIEIRA, M. F. *et al*. Biologia reprodutiva de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. (Periplocoideae, Apocynaceae), espécie ornamental e exótica no Brasil. **Bragantia**, v. 63, p. 325–334, 2004. Disponível em: https://doi.org/10.1590/s0006-87052004000300002.

VILÀ, M. *et al*. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology Letters**, v. 14, p. 702–708, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x.

WEIDLICH, E. W. A. *et al*. Controlling invasive plant species in ecological restoration: a global review. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, p. 1806–1817, 2020. Disponível em: https://doi.org/10.1111/1365-2664.13656.

WILLIAMS, D. G.; BARUCH, Z. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. **Biological Invasions**, v. 2, p. 123–140, 2000. Disponível em: https://doi.org/10.1023/a:1010040524588.

WILLIAMSON, M.; FITTER, A. The relationship between island size and the number of introduced plant species. **Oikos**, v. 76, n. 2, p. 437–440, 1996a.

WILSON, J. R. *et al*. The (bio)diversity of science reflects the interests of society. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, p. 409–414, 2007. Disponível em: https://doi.org/10.1890/060077.1.

WILSON, J. R. U. *et al*. Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 3, p. 136–144, 2009.

XAVIER, C. N. *et al*. Tropical dendrochronology applied to invasive tree species in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Forestry Research**, v. 32, p. 91–101, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s11676-019-01075-9.

XAVIER, R. O. *et al*. Distinctive seed dispersal and seed bank patterns of invasive African grasses favour their invasion in a Neotropical savanna. **Oecologia**, v. 196, p. 155–169, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1007/s00442-021-04904-z.

YOUNG, A. M.; LARSON, B. M. H. Clarifying debates in invasion biology: a survey of invasion biologists. **Environmental Research**, v. 111, p. 893–898, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.06.006.

YU, F. *et al*. A global systematic review of ecological field studies on two major invasive plant species, *Ageratina adenophora* and *Chromolaena odorata*. **Diversity and Distributions**, v. 22, p. 1174–1185, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.1111/ddi.12481.

ZALBA, S. M.; ZILLER, S. R. **Invasiones biológicas en áreas protegidas**: manual para su identificación, control y manejo. Buenos Aires: Administración de Parques Nacionales, 2008.

ZENNI, R. D. Analysis of introduction history of invasive plants in Brazil reveals patterns of association between biogeographical origin and reason for introduction. **Austral Ecology**, v. 39, p. 401–407, 2013. Disponível em: https://doi.org/10.1111/aec.12097.

ZENNI, R. D. Analysis of introduction history of invasive plants in Brazil reveals patterns of introduction and established spread. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 2, p. 267–273, 2014.

ZENNI, R. D. The naturalized flora of Brazil: a step towards identifying future invasive non-native species. **Rodriguésia**, v. 66, p. 1137–1144, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1590/2175-7860201566413.

ZENNI, R. D.; DECHOUM, M. S.; ZILLER, S. R. Dez anos do Informe Brasileiro sobre Espécies Exóticas Invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. **Biotemas**, v. 29, p. 133, 2016. Disponível em: https://doi.org/10.5007/2175-7925.2016v29n1p133.

ZENNI, R. D.; NUÑEZ, M. A. The elephant in the room: the role of failed invasions in understanding invasion biology. **Oikos**, v. 122, n. 6, p. 801–815, 2013.

ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, p. 431–446, 2011. Disponível em: https://doi.org/10.1590/s0100-84042011000300016.

ZENNI, R. D. *et al*. The economic costs of biological invasions around the world. **NeoBiota**, v. 67, p. 1–9, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.3897/neobiota.67.69971.

ZILLER, S. R. O programa de espécies exóticas invasoras para a América do Sul. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 2, n. 1, p. 1–10, 2005.

ZILLER, S. R. Espécies exóticas invasoras e a degradação em unidades de conservação. In: CAMPOS, J. B. *et al*. (Eds.). **Unidades de Conservação**: ações para valorização da biodiversidade. Curitiba: IAP, 2006.

ZILLER, S. R. *et al*. (Eds.). **Invasões biológicas no Brasil**: panorama, ameaças e estratégias de manejo. Curitiba: Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, 2005.