



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS DE CURITIBANOS
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
CURSO DE AGRONOMIA

Jéssica Simão

Áreas climaticamente adequadas para a ocorrência de *Hylobius pales* (Herbst) e *Hylobius abietis* (L.) no Brasil, e os potenciais impactos para o cultivo de pinus

Curitibanos

2024

Jéssica Simão

Áreas climaticamente adequadas para a ocorrência de *Hylobius pales* (Herbst) e *Hylobius abietis* (L.) no Brasil, e os potenciais impactos para o cultivo de pinus

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Agronomia, do Centro de Ciências Rurais, Campus de Curitiba, da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharela em Agronomia.

Orientador: Prof. Cesar Augusto Marchioro, Dr.

Curitiba

2024

Simão, Jéssica

Áreas climaticamente adequadas para a ocorrência de *Hylobius pales* (Herbst) e *Hylobius abietis* (L.) no Brasil, e os potenciais impactos para o cultivo de pinus / Jéssica Simão ; orientador, Cesar Augusto Marchioro, 2024.

45 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Campus
Curitibanos, Graduação em Agronomia, Curitibanos, 2024.

Inclui referências.

1. Agronomia. 2. Modelagem de Nicho Ecologica. 3. Pragas Quarentenárias. 4. Pragas Florestais. 5. Maxent. I. Augusto Marchioro, Cesar. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Agronomia. III. Título.

Jéssica Simão

Áreas climaticamente adequadas para a ocorrência de *Hylobius pales* (Herbst) e *Hylobius abietis* (L.) no Brasil, e os potenciais impactos para o cultivo de pinus.

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Engenheira Agrônoma e aprovado em sua forma final pelo Curso de Graduação em Agronomia.

Curitibanos, 28 de maio de 2024



Coordenação do Curso

Banca examinadora



Prof.º Cesar Augusto Marchioro, Dr.

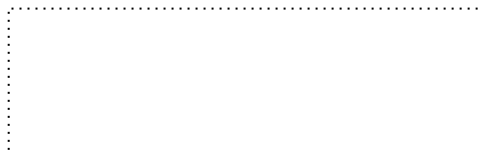
Orientador



Prof.^a Amanda Köche Marcon, Dr.^a.

Membro da banca examinadora

Universidade Federal Santa Catarina



Prof.^a Nádia Cristina de Oliveira, Dr.^a.

Membro da banca examinadora

Universidade Federal Santa Catarina

Curitibanos, 2024.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a minha família, de maneira especial a meus pais Neudir e Cleuza por sempre depositarem confiança em meus passos, e minhas irmãs Luana e Daiane, que como eles, sempre mostraram coragem no apoio concedido, uma verdadeira honra ter dividido a maior parte da minha vida com minhas maiores inspirações. Amo vocês verdadeiramente.

Ao meu companheiro Kelvin, que coexistiu e compartilhou a jornada acadêmica por completo comigo, não existiria ato que representasse a gratidão por todos os momentos. Cada vitória e risadas mesmo nas piores das experiências só foi possível graças a sua companhia e companheirismo, amo você.

A Universidade Federal de Santa Catarina e as políticas públicas de acesso, que garantiram minha inserção e sucessão na graduação, o ensino público é um pilar fundamental para uma sociedade mais justa, capacitada e desigual.

Ao meu orientador Dr. Cesar Augusto Marchioro, por honrar o sentido literal da palavra orientar. Serei eternamente grata pela oportunidade, ensinamentos e suporte.

Ao grupo de estudo NEMI, em especial Luiz, que me auxiliou e acompanhou muito no fim dessa jornada.

A FAPESC pela estrutura e apoio fornecido através de confiança e financiamento para a execução do projeto.

A todos os professores, técnicos e outros profissionais, com muito carinho, dedico minha gratidão, vocês de forma direta ou indireta, contribuem para o funcionamento e manutenção das estruturas que tornaram possível minha formação. O trabalho de cada um foi essencial. Gostaria de expressar um agradecimento especial às assistentes sociais Patrícia e Emanoela. Sua empatia fez toda a diferença e garantiu que eu estivesse aqui hoje. Muito obrigada.

As minhas amigas criadas e edificadas durante esses anos em especial Sariane, Emily, Francielly e Ana. Vocês sempre serão lembradas com muito carinho, agradeço a companhia, conversas e apoio. Impossível não citar Carolina, Daiany, Gustavo, Gabriel, Gabriele e Julia que foram sempre muito presentes, vocês são incríveis.

Aos meus amigos da vida, que durante esse processo se mantiveram distantes fisicamente, porém mesmo assim, muito constantes em meu cotidiano, Ideusuíta, Daniela, Caroline, Matheus, João, Miguel e Gustavo, sou grata pelo companheirismo que a distância nunca pode intervir.

Aos membros da minha banca Amanda Köche Marcon e Nádia Cristina de Oliveira e a suplente Flávia da Silva Krechemer, gratidão pela valiosa contribuição durante a avaliação do meu trabalho de conclusão de curso.

“Toda vez que eu piso na calçada eu mudo tudo...”

(Majuro- Puro Suco)

RESUMO

O gênero *Hylobius* é representado por dois táxons listados na Instrução Normativa de pragas quarentenárias no Brasil: *Hylobius abietis* (L.) e *Hylobius pales* (Herbst) (Coleoptera: Curculionidae). Esses táxons são conhecidos como insetos-pragas chave na cultura do pinus na Europa e América do Norte. A compreensão das áreas climaticamente adequadas para as espécies é fundamental para a adoção de medidas que visem evitar sua dispersão para áreas além de seu hábitat natural. Nesse contexto, o objetivo do estudo é identificar áreas com potencial risco de invasão por espécies quarentenárias do gênero *Hylobius*, e quantificar as áreas com cultivo comercial de pinus no Brasil que se sobrepõem a áreas climaticamente adequadas. Para realização do estudo, os dados de ocorrência das espécies foram obtidos na literatura e em base de dados *online*, enquanto as variáveis ambientais foram obtidas do WorldClim, com resolução espacial de 5 arco-minutos. Os modelos previram áreas altamente adequadas em regiões onde as espécies não ocorrem atualmente. Áreas climaticamente adequadas para *H. abietis* compreendem 31% da área de cultivo de pinus, abrangendo 33% dos municípios onde o pinus está presente. A temperatura média anual mostrou-se como a variável mais importante e contributiva no modelo. Por outro lado, o táxon *H. pales* demonstrou alta adequabilidade ambiental globalmente, com aproximadamente 88% das áreas de cultivo de pinus no Brasil sobrepondo-se às áreas altamente adequadas para sua presença, abrangendo 98% dos municípios com pinus. A variável de maior importância no modelo para esta espécie foi a elevação (28%), sendo que altitudes acima de 1200 metros são desfavoráveis para sua ocorrência. Os resultados obtidos são importantes para a priorização de áreas para adoção de medidas fitossanitárias preventivas, a fim de evitar a introdução desses insetos-praga nas áreas climaticamente adequadas.

Palavras chave: Modelagem de nicho ecológico, pragas quarentenárias, MaxEnt.

ABSTRACT

The genus *Hylobius* is represented by two taxa listed in the Normative Instruction for quarantine pests in Brazil: *Hylobius abietis* (L.) e *Hylobius pales* (Herbst) (Coleoptera: Curculionidae). Both taxa are known as key insect pests in pine cultivation in Europe and North America. In this context, mapping the species' climatic suitable areas is essential for adopting phytosanitary measures to avoid their dispersal beyond their native range. Therefore, this study aims to identify areas at higher risk of invasion by quarantine species of the genus *Hylobius* in Brazil, and to quantify the areas of commercial pine cultivation that overlap with climatically suitable areas. Occurrence data was obtained from the literature and online databases, while environmental variables were obtained from the WorldClim database with a spatial resolution of 5 arc minutes. Climatically suitable areas for *H. abietis* comprised 31% of the pine-growing area, covering 33% of the municipalities where pine is present in Brazil. Mean annual temperature was the most important variable in the model. On the other hand, *H. pales* showed high climatic suitability globally, with about 88% of the pine growing area in Brazil overlapping with areas highly suitable for its presence, covering 98% of the municipalities with pine trees. The most important variable in the model for this species was elevation (28%), with altitudes above 1200 m being unfavorable for its occurrence. The results obtained are important for the prioritization of areas for the application of preventive phytosanitary measures, in order to avoid the introduction of these pests in areas predicted to be climatically suitable.

Keywords: Ecological niche modeling, quarantine pests, MaxEnt.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - A) Besouro adulto fêmea (esquerda) e macho (direita) de <i>H. abietis</i> . B) Larva de <i>H. abietis</i> em galeria. C) Larva de <i>H. abietis</i> . D) Besouro adulto de <i>H. abietis</i> atacando planta jovem.	18
Figura 2 - A) Besouro adulto de <i>H. pales</i> . B) Larva de <i>H. pales</i> . C) Besouro atacando muda de pinus. D) Galerias causadas por <i>H. pales</i> em planta atacada. E) Planta jovem com aspecto danificado.	20
Figura 3 - Área sob curva AUC obtido pelo modelo selecionado para <i>H. abietis</i> (esquerda) e <i>H. pales</i> (direita).	26
Figura 4 - Histograma para o valor de AUC de <i>H. abietis</i> (esquerda) e <i>H. pales</i> (direita) obtidos por meio da análise de modelos nulos.	27
Figura 5 - Resposta individual para cada variável não correlacionada de <i>H. abietis</i> . As variáveis em negrito são as de maior importância e estão em ordem crescente	28
Figura 6 - Resposta individual para cada variável não correlacionada de <i>H. pales</i> . As variáveis em negrito são as de maior importância e estão em ordem crescente.	29
Figura 7 - Representação gráfica de área sob risco para <i>H. abietis</i> . A: Área com adequabilidade ambiental. B: Área de risco de invasão da espécie.	32
Figura 8 - Representação gráfica de área sob risco para <i>H. pales</i> . A: Área com adequabilidade ambiental. B: Área de risco de invasão da espécie.	33
Figura 9 - Representação gráfica de área sob risco moderadamente adequada (MTP) e altamente adequada (MTSS) para <i>H. abietis</i> , comparada a área de pinus no Brasil.	35
Figura 10 - Representação gráfica de área sob risco moderadamente adequada (MP10) e altamente adequada (MTSS) para <i>H. pales</i> , comparada a área de pinus no Brasil.	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Análise de contribuição (%) por variável considerando a contribuição para o modelo e a importância de permutação.	30
Tabela 2 - Porcentagem de área e número de municípios com presença de pinus sob risco de invasão considerando três limiares (MTP, MTSS e MP10).	37

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
1.1	OBJETIVOS	14
1.1.1	Objetivo Geral	14
1.1.2	Objetivos Específicos	14
1.2	JUSTIFICATIVA.....	14
2	REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1	ESPÉCIE EXÓTICA	15
2.2	DAS ESPÉCIES INCLUÍDAS NO PROJETO	16
2.2.1	<i>Pinus spp.</i>	16
2.2.2	<i>Hylobius abietis</i>	17
2.2.3	<i>Hylobius pales</i>	19
2.3	MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICO.....	21
3	MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1	ADEQUABILIDADE DE HABITAT E SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS	22
3.2	MODELOS DE NICHOS ECOLÓGICO	22
3.3	ANÁLISE ESPACIAL	24
4	RESULTADO E DISCUSSÃO	26
4.1	ANÁLISE DE DADOS	26
4.2	ANÁLISES ESPACIAIS	30
4.2.1	Áreas produtoras sob risco de invasão	36
5	CONCLUSÃO	38
	REFERÊNCIAS	38

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a área com florestas plantadas totalizou 9,94 milhões de hectares em 2023, apresentando um crescimento de 1,9% quando comparado ao ano anterior. Deste total, aproximadamente 1,9 milhão de hectares corresponde ao cultivo de pinus (19%). Grande parte desse cultivo (89%) está alocado na região Sul do Brasil, e os estados do Paraná e Santa Catarina são os principais produtores (Ibá, 2023). Um estudo contratado pela ACR (Associação Catarinense de Empresas Florestais) e desenvolvido em 2019 pela Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC-CAV) identificou que o estado de Santa Catarina possui 828,9 mil hectares de área com florestas plantadas. Desta totalidade, a grande maioria, aproximadamente 67% (553,6 mil hectares) com espécies do gênero *Pinus* (ACR, 2019).

A presença abundante de hospedeiros sendo plantados de forma contínua e, muitas vezes, com regimes de manejo florestal inadequados, favorece o estabelecimento e a colonização de insetos-pragas. Essa simplificação do ambiente e a falta de inimigos naturais tendem a gerar impactos sobre a entomofauna, sendo que insetos fitófagos geralmente são favorecidos pela maior disponibilidade de alimentos (Iede *et al.*, 2007).

Na Europa, *Hylobius abietis* (Herbst) (Coleoptera: Curculionidae) é a principal praga da silvicultura, causando milhões de reais em prejuízos anualmente. Seu controle predominantemente realizado com inseticidas químicos favorece a presença de resíduos de pesticidas em habitats sensíveis. A espécie ainda passa por constante pesquisa para um programa bem sucedido no manejo integrado de pragas (Leather *et al.*, 1999). Por ocupar um nicho semelhante na América do Norte, pode-se considerar *Hylobius pales* (L.) (Coleoptera: Curculionidae) uma espécie congênere de inseto-praga em coníferas (Lynch, 1984). Vale ressaltar que ambas as espécies citadas estão presentes na Instrução Normativa (IN) nº 39, de 1 de outubro de 2018. Essa IN lista as espécies de Pragas Quarentenárias Ausentes (PQA) no Brasil. As pragas quarentenárias são táxons de importância econômica potencial que ainda não foram introduzidos no país. Atualmente encontram-se oficialmente regulamentadas cerca de 700 espécies ou gêneros no documento (BRASIL, 2018). A inclusão de *H. pales* e *H. abietis* na IN é justificada, pois esses insetos causam danos diretos ao pinus, através da alimentação ou até mesmo como vetores de fungos fitopatogênicos (Raffa e Hunt, 1989).

Considerando a magnitude dos efeitos ambientais e socioeconômicos provocados por espécies invasoras, um esforço internacional significativo foi empreendido com o objetivo de reduzir a incidência de invasões biológicas. Sabe-se que a ocorrência de novas invasões se

intensificou nos últimos anos, e os insetos são apenas um exemplo de como a expansão do comércio global e da agricultura impulsionou as invasões a partir do século XX (Seebens *et al.*, 2017). Os impactos financeiros são inevitáveis, e os valores globais associados a danos de insetos invasores foram estimados em 70 bilhões de dólares anualmente. Deste valor, cerca de 14 bilhões é referente a insetos-praga florestais (Bradshaw *et al.*, 2016). Quando se trata de dados nacionais, em 2014 esse valor foi estimado em 1,6 bilhão de dólares (Oliveira *et al.*, 2014), no entanto novas espécies invasoras foram introduzidas no país, e atualmente, os danos econômicos e ambientais devem ser ainda mais substanciais do que os estimados em 2014.

A ciência das invasões demanda por métodos mais robustos para avaliar de forma confiável os riscos associados à introdução de espécies, parâmetros como probabilidade de adequabilidade, disseminação e impacto podem ser simulados e avaliados. Essas avaliações quantitativas dos impactos de espécies não nativas são essenciais para garantir maior gestão e eficiência dos recursos gastos, sendo possível direcionar os orçamentos em espécies mais problemáticas, áreas ameaçadas e processos ecossistêmicos afetados (Hulme *et al.*, 2009). A escolha de parâmetros adequados deve levar em consideração os impactos em diferentes níveis organizacionais, como indivíduos, populações, comunidades e funções ecossistêmicas (Powell *et al.*, 2011; Strayer *et al.*, 2006).

Os modelos de nicho ecológico surgem como aliados na prevenção dessas invasões, pois podem ser utilizados para compreender os padrões que determinam a distribuição das espécies. Esse método é uma das principais técnicas para adquirir modelos probabilísticos da distribuição geográfica de táxons. A integração de informações georreferenciadas de ocorrência de espécies com variáveis ambientais, por meio de algoritmos, permite a criação de simulações de áreas ambientalmente análogas, ou seja, a estimativa de regiões propícias para a ocorrência de espécies com potencial invasor. Essa é uma das aplicações mais frequentes desses modelos na biogeografia, que auxilia na identificação de padrões biogeográficos na distribuição de um grupo taxonômico (Guisan e Zimmermann, 2000).

Nesse contexto, o presente estudo tem como propósito identificar áreas de maior adequabilidade climática para *H. abietis* e *H. pales* e que, portanto, apresentam risco potencial de invasão. Além disso, serão avaliadas as áreas adequadas que coincidem com o cultivo comercial de pinus no Brasil e no estado de Santa Catarina. Salienta-se que essa é uma ferramenta no Manejo Integrado de Pragas e Doenças, visto que atua preventivamente na inserção de novas pragas florestais exóticas e vetores de doenças.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Identificar regiões no Brasil com maior adequabilidade climática e potencial risco de invasão por espécies quarentenárias do gênero *Hylobius*, além de delimitar áreas prioritárias para a implementação de medidas preventivas. Ademais, busca-se quantificar as áreas de cultivo comercial de pinus que coincidem com regiões ambientalmente favoráveis para a proliferação desses insetos-praga.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Delimitar áreas climaticamente adequadas para ocorrência de *H. abietis* e *H. pales*;
- Determinar possíveis áreas sob risco de invasão por *H. abietis* e *H. pales*;
- Avaliar a área de cultivo de pinus no que se sobrepõe às áreas preditas como adequadas para *H. abietis* e *H. pales*.

1.2 JUSTIFICATIVA

A utilização da modelagem de nicho ecológico na prevenção de infestações por espécies de insetos-praga oferece uma abordagem precisa e eficaz, que tem sido cada vez mais adotada por pesquisadores e gestores ambientais. Como resultado, é possível minimizar a necessidade de ações corretivas extremas, o que reduz o uso excessivo de pesticidas e, conseqüentemente, os impactos negativos sobre o meio ambiente. Além disso, ao promover a resiliência agrícola, a modelagem de nicho ecológico contribui para a preservação da biodiversidade, essa abordagem não apenas protege as culturas agrícolas e florestais, mas também ajuda a conservar os ecossistemas naturais, mantendo o equilíbrio ecológico. A aplicação dessa estratégia baseada na ciência é crucial para enfrentar os desafios ambientais contemporâneos, especialmente no manejo agrícola e florestal. Ela permite a alocação mais eficiente de recursos financeiros, uma vez que direciona esforços e investimentos para áreas realmente prioritárias, otimizando a gestão e a conservação dos recursos naturais. Desta forma, a modelagem de nicho ecológico se consolida como uma ferramenta essencial para promover um desenvolvimento sustentável, equilibrando a produtividade econômica com a preservação ambiental.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 ESPÉCIE EXÓTICA

Os seres humanos têm transportado e negociado espécies de plantas e animais por milênios. De fato, um momento definidor amplamente aceito nas invasões biológicas remonta ao fim da Idade Média com a redescoberta europeia das Américas, à exploração global, o início do colonialismo e início de mudanças radicais nos padrões de demografia humana, agricultura, comércio e indústria (Preston, Pearman e Hall, 2004). No entanto, a partir de 1800 d.C. foi observado um aumento progressivo na taxa anual de introduções de mamíferos, invertebrados e plantas (Mack, 2003). Esse segundo período de invasões biológicas coexistiu com a Revolução Industrial, momento esse de expansão do comércio internacional entre os continentes e ampliação de sistemas logísticos como canais, estradas, ferrovias e introdução dos navios a vapor (Findley e O'Rourke, 2007).

Outro importante ponto desse período é a disseminação de espécies europeias auxiliada pelos emigrantes europeus. Estima-se que cerca de 50 milhões de imigrantes levaram consigo inúmeras espécies entre 1820 e 1930, sejam elas intencionalmente ou mesmo por acidente (McNeeley, 2006). A Era da Globalização pode ser um demarcador de um terceiro momento na história das invasões biológicas, no qual o crescimento da renda e a eficiência do transporte são impulsores para os processos de invasão biológica (Baier e Bergstrand, 2001). Sendo assim, se torna imprescindível a necessidade de gerenciar vias de introdução, esse processo representa a linha de frente na prevenção das invasões biológicas visto que há ausência de regulamentações comerciais efetivas, tarifas punitivas e avaliações de risco (Perrings *et al.*, 2005).

Não é recente o registro de espécies invasoras, Charles Darwin já fazia menção à introdução de espécies e Charles Lyell chegou a relacionar essas invasões a extinções dentro de uma comunidade (Olden e Poff, 2004) A maioria dos relatos do impacto das espécies invasoras sobre as espécies nativas documentam efeitos negativos (85%), afetando principalmente o crescimento, sobrevivência e reprodução dos indivíduos, o que leva a declínios populacionais locais e extinções locais e globais (Roy *et al.*, 2023). Algumas espécies exercem uma influência ecológica significativa que se estende por múltiplos níveis, afetando desde organismos individuais e comunidades até ecossistemas completos, o que resulta em consequências complexas e indesejáveis que, em certos cenários, tornam-se irreversíveis, especialmente

quando o sistema atingiu um ponto de ruptura no qual a restauração do ecossistema se torna impossível. Em 2019 o custo global anual com invasões biológicas foi estimado em cerca de 423 bilhões de dólares (Roy *et al.*, 2023).

2.2 DAS ESPÉCIES INCLUÍDAS NO PROJETO

2.2.1 *Pinus* spp.

Inicialmente as espécies de pinus foram introduzidas no Brasil para fins ornamentais por imigrantes europeus. No Sul do Brasil, a espécie *Pinus taeda* L. apresentou boa adaptabilidade por ser resistente à geada. Essa espécie foi introduzida nessa região através de incentivos fiscais que objetivavam o desenvolvimento do país nas décadas de 1960 e 1970 (Shimizu, 2008). A área de ocorrência natural do *P. taeda* apresenta um clima úmido, temperado quente, com verões longos e quentes e inverno ameno. A precipitação média anual varia de 1.020 a 1.520 mm, e o período livre de geadas varia de 5 meses no Norte até 10 meses ao longo da costa dos estados do Sul. As temperaturas médias anuais variam de 13°C a 24°C, sendo que a temperatura média de julho, o mês mais quente, é de 27°C, e a temperatura máxima frequentemente ultrapassa os 38°C. Já a temperatura média de janeiro, o mês mais frio, varia de 4°C a 16°C, com mínimas absolutas ocasionalmente atingindo -23 °C na área norte da distribuição natural (Little, 1971 *apud* Higa *et al.*, 2008, p. 12).

Atualmente outras espécies de gênero *Pinus* são cultivadas no Brasil, o *Pinus elliotti* é indicado para plantio em toda região Sul e Sudeste e com a finalidade de produção e madeira para processamento mecânico e na extração de resina (Tonini *et al.*, 2002). A produção de *P. elliottii* para resina no Brasil teve início no final da década de 1970, estabelecendo o país como o principal produtor na América do Sul (Shimizu, 2008). O *Pinus caribaea* Morelet é uma espécie que abrange três variedades naturais: *caribaea*, *bahamensis* e *hondurensis*. A variedade *hondurensis* (*Pinus caribaea* Morelet var. *hondurensis* Barr. et Golf.) tem cultivos comerciais recomendados em toda região tropical brasileira, exceto no semi-árido (Golfari, 1967). Dentre as espécies tropicais, a variedade *hondurensis* é a mais amplamente cultivada em todo o mundo. Isso pode ser atribuído à sua notável capacidade de adaptação a uma ampla gama de condições ambientais em suas regiões de origem, abrangendo altitudes que variam desde o nível do mar até 1.000 metros (Hodge e Dvorak, 2001). A espécie *Pinus oocarpa* Schiede está entre as espécies de pinus tropicais mais difundidas pelos trópicos. O melhor desempenho desta espécie

é observado no planalto, especialmente no Cerrado, dada a sua tolerância à seca (Santos, 2020). Sua madeira é moderadamente dura e resistente, de alta qualidade para produção de peças serradas para construções e fabricação de chapas (Shimizu, 2008). *P. oocarpa* tolera geadas moderadas após a fase inicial de plantio e tem sido recomendado para plantios em uma ampla área do Brasil (Golfari, 1967). No Estado de São Paulo, a espécie tem apresentado bom crescimento na região de Angatuba, Agudos (Kageyama, 1977), Bebedouro, Moji Mirim e Assis (Rosa, 1982), bem como nos estados do Pará (Woessner, 1983) e Rio Grande do Sul (Bertolani, 1983).

2.2.2 *Hylobius abietis*

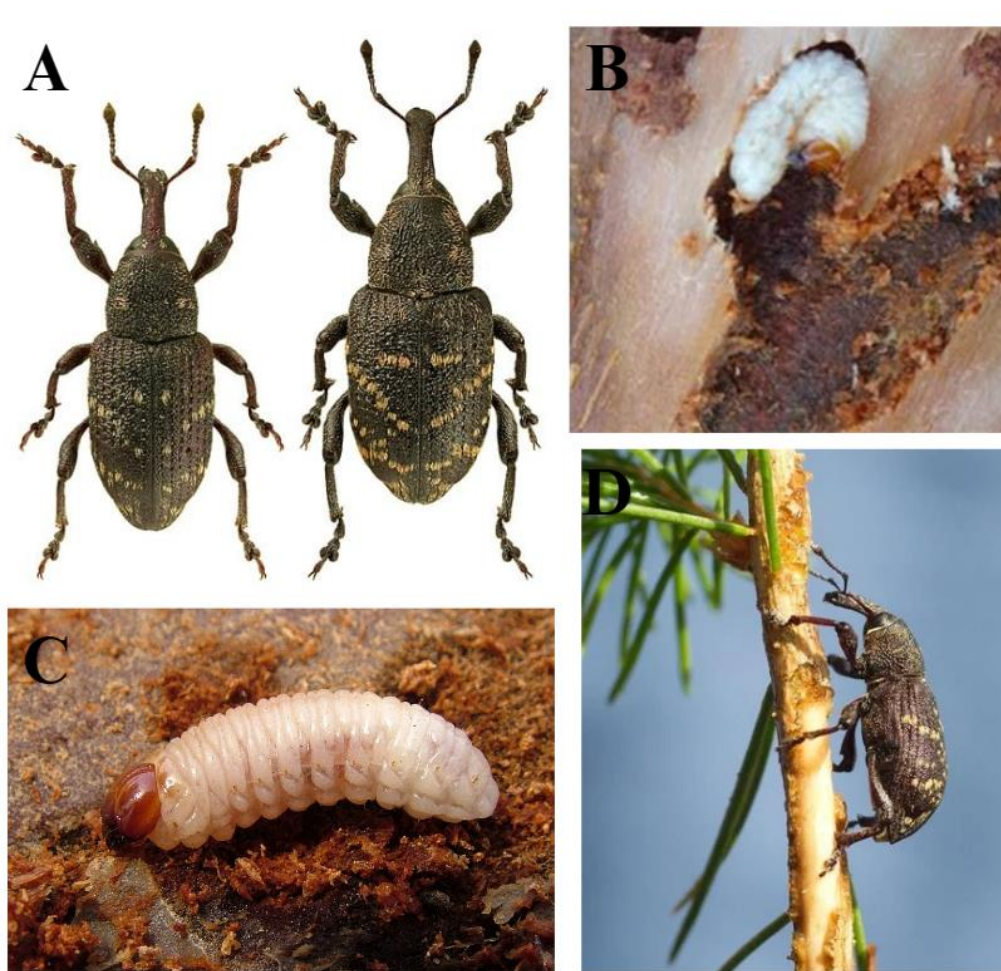
A espécie *H. abietis* é conhecida como besouro-do-pinheiro e é uma praga importante em coníferas no continente europeu. Os adultos se alimentam da casca de mudas jovens causando reduções significativas no crescimento, deformação do tronco e alta mortalidade na fase inicial das plantas (Orlander; Nordlander, 2003; Petersson; Orlander, 2003). Um único adulto pode danificar ou causar a morte de várias plantas jovens, ou seja, um pequeno número de indivíduos que resista ao replantio do cultivo pode causar severos danos (Wainhouse, *et al.*, 2004; 2007). Quando nenhuma medida de proteção é aplicada, a mortalidade pode atingir de 60 a 80% das plantas (Orlander e Nordlander, 2003).

Referente ao ciclo de vida, o mesmo pode variar, em regiões sul do hemisfério norte, esse período é de aproximadamente 1 ano, já nas florestas do norte o ciclo completo pode durar por até 4 anos, existem registros da emergência de adultos 2 anos após o início do ciclo de vida de *H. abietis* (Bejer-Petersen, 1962; Moore *et al.*, 2004). A maior parte do ciclo de vida acontece no subsolo, onde as larvas se alimentam de raízes onde se desenvolvem (Leather *et al.*, 1999). Os adultos emergem tipicamente no outono, quando se alimentam para passarem o inverno no solo ou na palhada de cobertura (Wainhouse *et al.*, 2004). Na primavera ressurgem, e é onde ocorre o principal período de alimentação, nessa fase atacam principalmente cascas de árvores jovens ou até mesmo ramos de árvores maduras (Day *et al.*, 2004).

A espécie também pode habitar árvores colonizadas pelo fungo *Heterobasidion parviporum*, facilitando o transporte dos seus conídios e hifas e, conseqüentemente, o processo de colonização em madeira morta ou infectada (Leather *et al.*, 1999). Sabe-se que cerca de 15% dos isolados de *Heterobasidion* estão infectados por vírus de RNA dupla (dsRNA). Esses micovírus são obrigatoriamente intracelulares e são transmitidos lateralmente por meio de

contatos de anastomose (conexões diretas célula a célula) e verticalmente em esporos sexuais e assexuais do hospedeiro fúngico. No entanto, a frequência de transmissão de vírus para basidiósporos (esporos produzidos por basidiomicetos) e conídios (esporos assexuais) varia significativamente entre os indivíduos de *Heterobasidion* (Ihrmark *et al.* 2002, 2004). Em 2004, estimou-se que, se pesticidas não fossem usados, o custo dos danos causados pelo *H. abietis* na Europa seria de aproximadamente 140 milhões de euros por ano (Langstrom e Day 2004).

Figura 1 - A) Besouro adulto fêmea (esquerda) e macho (direita) de *H. abietis*. B) Larva de *H. abietis* em galeria. C) Larva de *H. abietis*. D) Besouro adulto de *H. abietis* atacando planta jovem.



Fonte: A) Borowiec, [s,d]. B) MC Namara, 2018. C) Doychev, 2005. D) Hellqvist, [s,d].

2.2.3 *Hylobius pales*

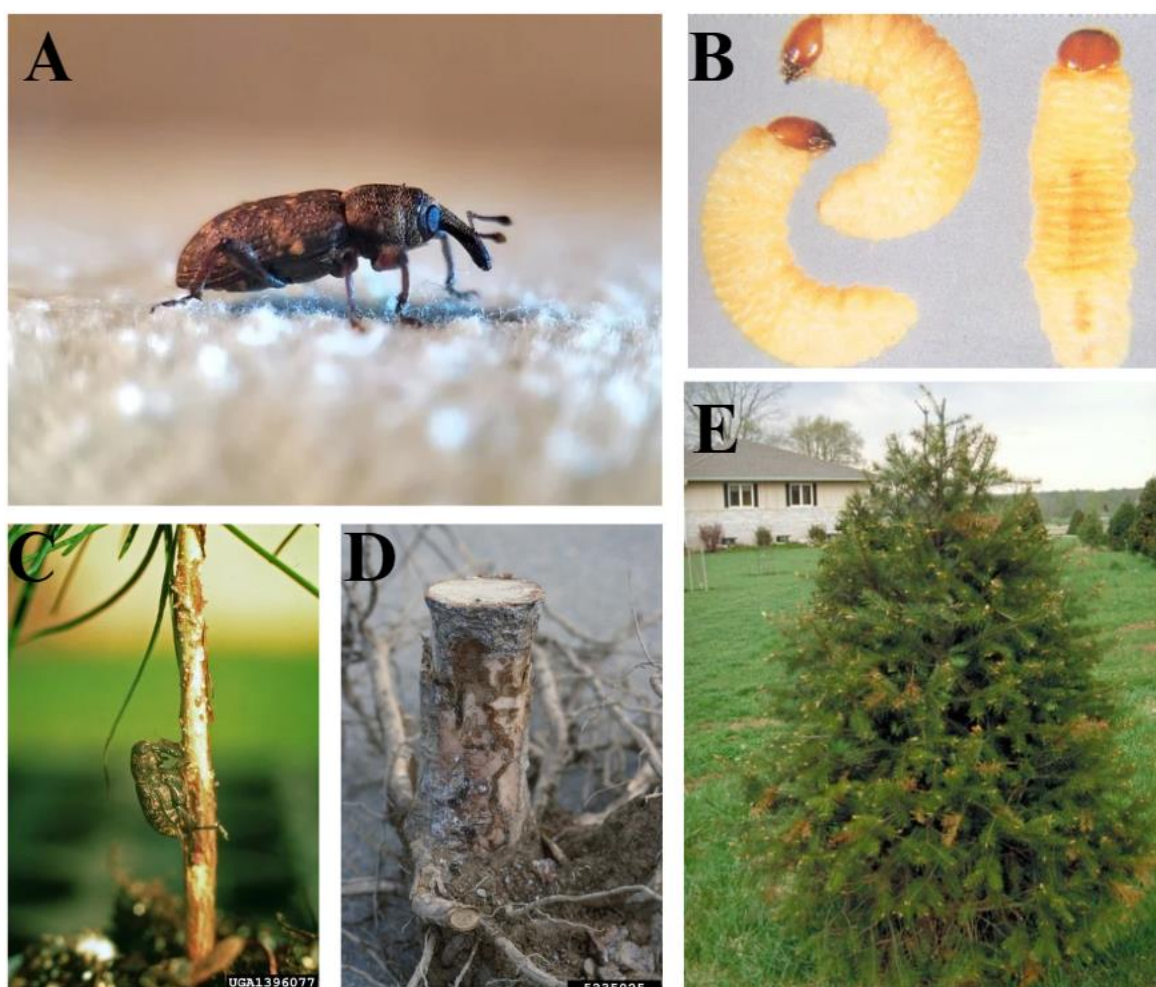
Em 1921, Pierson determinou vários parâmetros da história de vida de *H. pales* em Massachusetts, USA. Aspectos como duração do ciclo de vida, hábitos alimentares, atividades sazonais, plantas hospedeiras e possíveis medidas de controle (Taylor, 1970). O ciclo de vida da espécie está entre um a três meses, e esse período pode variar conforme variáveis ambientais, principalmente a temperatura, sendo assim a atividade reprodutiva acontece principalmente na primavera e verão, os novos indivíduos emergem no outono, se alimentam e hibernam até a próxima primavera (Pierson, 1921). Estudos mostram que a espécie é capaz de sobreviver a duas temporadas de alimentação (Davis; Lund, 1966).

A espécie *H. pales* foi identificada como uma praga importante na reprodução de pinus no sudeste dos Estados Unidos (Beal e McClintick, 1943; Speers, 1958). Na Inglaterra os danos são reconhecidos como razão para o fracasso no restabelecimento em cultivos de pinheiro (Carter, 1916) desde o início do século passado. Isso se dá já que a espécie escolhe principalmente como plantas hospedeiras as coníferas jovens, onde haja maior permeabilidade na casca, essa preferência se mantém em árvores danificadas pelo mesmo motivo (Pierson, 1921). O besouro se alimenta de resina e é atraído pela mesma, principalmente quando fresca (Hertel, 1970; Ciesla e Franklin, 1965). Quando se alimentam em mudas, os adultos causam danos por anelamento na casca e nos galhos, que pode resultar na morte da muda (Ciesla e Franklin 1965; Lynch 1984). Os ovos são depositados nas raízes e as larvas dos besouros se alimentam de raízes de árvores já cortadas ou queimadas (Fox e Hill, 1973). Quando o local é replantado, antes dos besouros emergirem das raízes, os adultos do segundo ciclo se alimentam e causam danos severos às mudas (Mizell e Tedders, 1999).

As medidas de controle para redução de populações envolvem a remoção de árvores danificadas ou doentes que possam servir como criadouros, o uso de inseticidas aplicados de forma localizada para proteger árvores jovens, e o controle de plantas daninhas nas proximidades das plantações de pinheiros para reduzir os habitats favoráveis aos besouros (Pierson, 1921). É importante ressaltar que as práticas de controle de pragas evoluíram, e que esses manejos hoje podem ter sido superados por métodos mais modernos, eficazes e menos danosos aos sistemas ambientais. No Brasil, o controle biológico em pragas de pinus é difundido, podemos citar exemplos de pragas exóticas como *Sirex noctilo* (Hymenoptera: Siricidae) que seu controle é realizado com o nematóide *Deladenus siricidicola* (Nematoda: Neotylenchidae) que atua esterilizando as fêmeas da praga (Iede *et al.*, 1998). Outro controle

efetivo conhecido é a utilização do parasitoide *Xenostigmus bifasciatus* (Hymenoptera: Braconidae) no controle do Pulgão-gigante-do-pinus, *Cinara atlantica* (Hemiptera: Aphididae) conforme relatado pelos autores Reis, Penteado e Iede em 2004. Como a cultura é apta a cultivos em áreas acidentadas, ou seja, pouco mecanizáveis, o controle biológico se faz ainda mais necessário na substituição do controle químico.

Figura 2 - A) Besouro adulto de *H. pales*. B) Larva de *H. pales*. C) Besouro atacando muda de pinus. D) Galerias causadas por *H. pales* em planta atacada. E) Planta jovem com aspecto danificado.



Fonte: A) Murray, 2018. B) Publicação do Serviço Florestal USDA. C) Publicação do Serviço Florestal USDA. D) Mary Ann Hansen. E) Eric R. Day

2.3 MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICOS

Os modelos de nicho ecológico são utilizados para uma ampla gama de aplicações, que incluem desde a quantificação do nicho ecológico de uma espécie em particular e a avaliação do impacto das mudanças climáticas e do desmatamento na biodiversidade. Uma das atribuições mais comuns desses modelos em biogeografia é como previsões ou modelos da área de distribuição geográfica de um táxon, que podem ser usados para identificar padrões biogeográficos que levam a propostas de regionalizações biogeográficas. (Guisan; Zimmermann 2000).

Três informações são essenciais para a modelagem de nicho, sendo elas: (i) a distribuição geográfica da(s) espécie(s), derivada dos pontos de ocorrência georreferenciados; (ii) as variáveis ambientais espacializadas e (iii) métodos correlativos ou analíticos que estimam o nicho, relacionando a presença das espécies com as variáveis ambientais e identificando regiões climaticamente semelhantes às áreas onde a espécie foi encontrada (Lima-Ribeiro; Diniz-Filho, 2013; Jiménez-Valverde *et al.*, 2011). Os dados derivados dessas relações são manipulados via Sistema de Informação Geográfica (SIG). Os modelos correlativos associam os registros de ocorrência das espécies com as variáveis ambientais espacializadas para estimar as condições ambientais toleradas pelas espécies. Diferentes algoritmos são empregados para esse fim, tais como ANNs (*artificial neural networks*), GAMs (*generalized additive models*), GBMs (*generalized boosted regression models*), GLMs (*generalized linear models*), MARS (*multivariate adaptive regression spline*), MaxEnt (*maximum entropy*) e RF (*random forest*), entre outros.

Os métodos baseados em Entropia Máxima – MaxEnt já são aplicados há bastante tempo em outras áreas (Jaynes, 1982), mas só recentemente foram utilizados para modelagem de distribuição de espécies (Phillips, Anderson e Schapire, 2006). O MaxEnt é reconhecido por seu desempenho estatístico superior em relação a outros algoritmos (Elith *et al.*, 2011) e é comumente empregado para estimar a distribuição de espécies, baseando-se apenas em registros de presença. O método tem sido indicado como mais eficiente na modelagem preditiva da distribuição de espécies e vários estudos relacionados às aplicações do MaxEnt facilitam o seu uso adequado, aproveitando seus recursos de forma eficiente (Elith *et al.*, 2006).

Diversas iniciativas internacionais fomentaram a padronização de dados de coleções biológicas, museus e herbários (Graham *et al.*, 2004) que permitiram sua ampla utilização em trabalhos ecológicos (Giannini *et al.*, 2012). Além disso, a facilidade ao acesso e dados em

bancos digitais, e o surgimento de algoritmos faz com que a modelagem em estudos ecológicos apresente um avanço crescente em seu uso (Giannini *et al.*, 2012; Guisan; Thuiller, 2005).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ADEQUABILIDADE DE HABITAT E SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS

Um importante critério para escolha das espécies selecionadas para o estudo é a ausência de ocorrências no Brasil e sua presença na lista de espécies quarentenárias. Para o estudo foram utilizados os pontos de ocorrência das espécies disponíveis no banco de dados do Global Biodiversity Information Facility (GBIF, disponível em www.gbif.org). Para complementar os dados do GBIF também se realizou uma busca de coordenadas geográficas presentes na literatura. Informações sobre a distribuição conhecida das espécies foram obtidas da *European and Mediterranean Plant Protection Organization* (EPPO) e do *Centre for Agriculture and Bioscience International* (CABI), e registros fora da área conhecida foram removidos das análises.

As variáveis de elevação e bioclimáticas obtidas na base de dados do WorldClim (<http://worldclim.org>) na resolução de 5 minutos, foram: **Bio 1-** temperatura média anual (°C), **Bio 2-** variação diurna média (°C), **Bio 4-** sazonalidade da temperatura, **Bio 5-** temperatura máxima do mês mais quente (°C), **Bio 6-** temperatura mínima no mês mais frio (°C), **Bio 7-** temperatura média anual (°C), **Bio 8-** temperatura média do mês mais úmido (°C), **Bio 9-** temperatura média no mês mais seco (°C), **Bio 12-** precipitação anual (mm), **Bio 13-** precipitação no mês mais úmido, **Bio 14-** precipitação do mês mais seco (mm), **Bio 15-** sazonalidade da precipitação (mm), **Bio 18-** precipitação do mês mais quente (mm), e **Bio 19-** precipitação do mês mais frio (mm).

3.2 MODELOS DE NICHOS ECOLÓGICO

O modelo de nicho ecológico para as espécies foi desenvolvido com base no conceito de máxima entropia, através do algoritmo de aprendizado de máquina MaxEnt (Phillips, Anderson; Schapire, 2006). O MaxEnt é reconhecido por seu desempenho estatístico superior em relação a outros algoritmos (Elith *et al.*, 2011; Peng *et al.*, 2019) e é comumente empregado para estimar a distribuição de espécies, baseando-se apenas em registros de presença. No desenvolvimento dos modelos de adequabilidade para cada espécie foram utilizados diferentes procedimentos recomendados na literatura, sendo eles: (i) filtragem dos registros de ocorrência

autocorrelação espacial (Boria *et al.*, 2014); (ii) seleção da área de treino (*background*) do modelo com base em um critério ecológico (Hill; Terblanche, 2014), (iii) e remoção das variáveis ambientais correlacionadas (Elith *et al.*, 2011).

A filtragem dos registros de ocorrência foi realizada via pacote *spThin* (Aiello-Lammens *et al.*, 2015) no ambiente estatístico R (R Development Core Team, 2020), por meio da delimitação de uma distância mínima de 20 km entre ocorrências. Esse processo tem se mostrado importante para melhorar o desempenho dos modelos (Boria *et al.*, 2014). A área de treino do modelo (*background*) para cada espécie foi realizada utilizando as zonas climáticas de Köppen-Geiger. Nesse caso, as zonas climáticas com uma ou mais ocorrência foram selecionadas como área de treino. Por fim, incluir variáveis ambientais correlacionadas tende a gerar modelos complexos que são inadequados para serem projetados no espaço (Warren; Seifert, 2011). Sendo assim, as variáveis ambientais foram cortadas utilizando a área de treino do modelo como máscara e, posteriormente, foi realizado o teste de correlações de Pearson. Variáveis com $r \geq 0.80$ foram removidas da análise. A sequência de prioridade entre as variáveis foi adotada conforme sua importância e facilidade de interpretação ecológica: *Elevation*, Bio 4, Bio 5, Bio 6, Bio 7, Bio 13, Bio 14, Bio 15, Bio 2, Bio 8, Bio 9, Bio 18 e Bio 19. As variáveis Bio 1, e Bio 12 foram fixadas por prioridade em ambas as análises.

Portanto, no processo de modelagem utilizou-se os pontos de ocorrência filtrados e apenas as variáveis ambientais não correlacionadas, mais as duas fixadas. A complexidade do modelo é grandemente influenciada pelas funções utilizadas na transformação das covariáveis (*feature classes*) e pelos valores de regularização. Portanto, visando determinar o modelo com configuração ideal para cada espécie, foram desenvolvidos 50 modelos com diferentes combinações de *feature classes* e valores de regularização com o pacote ENMval 2.0 no ambiente R (Kass *et al.*, 2021). Foram testados 10 valores de regularização, com valores de 0,5 a 5, em incrementos de 0,5, e cinco combinações de *feature classes*, sendo elas L (lineares), Q (quadráticas) e LQ (lineares-quadráticas), LQH (lineares-quadráticas-*hinge*), LQHP (lineares-quadráticas-*hinge*-produto) (Radosavljevic; Anderson, 2014). A seleção do melhor modelo foi baseada no Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc), que considera tanto a qualidade do ajuste quanto a complexidade do modelo, sendo que um baixo valor de AICc indica um desempenho superior do modelo.

O desempenho dos modelos selecionados para cada espécie foi avaliado utilizando a área sob a curva (AUC). O AUC pode variar entre 0 e 1, e valores superiores a 0,70 já são considerados ótimos (Peterson *et al.*, 2003). A técnica de modelos nulos (Raes & ter Steege,

2007) foi empregada para testar a significância do valor obtido de AUC. Nesse caso, foram gerados valores de AUC para 100 modelos criados com as mesmas configurações do modelo empírico, mas nos modelos nulos o mesmo número de registros de ocorrência foi aleatoriamente criado dentro da área de estudo. Para o valor de AUC do modelo empírico ser considerado significativo, ele precisa ser maior que, pelo menos, 95% dos valores simulados. Além disso, utilizou-se o Índice contínuo de Boyce (CBI), que varia entre -1 e 1, sendo que valores próximos a 1 indicam boa qualidade do modelo. Por fim, também será utilizado o TSS (*True Skill Statistics*). O TSS gera valores entre -1 a 1, sendo que valores próximos a 1 indicam boa qualidade do modelo.

3.3 ANÁLISES ESPACIAIS

Como os mapas gerados pelo Maxent possuem valores contínuos que variam entre 0 a 1, sendo 0 inadequado e 1 altamente adequado, estes foram convertidos em mapas binários para algumas das análises espaciais. Nesse caso, áreas consideradas como moderadamente adequadas foram criadas utilizando como limiar o menor valor de adequabilidade associada a um registro de ocorrência (*Minimum Training Presence* - MTP), ou seja, presença mínima de treinamento para modelar a distribuição com nível aceitável de precisão. Esse modelo é comumente determinado com ponto de corte onde a sensibilidade (taxa de verdadeiros positivos) e a especificidade (taxa de verdadeiros negativos) atuam na binarização, onde previsões acima desse limite são consideradas áreas de presença, e abaixo de ausência da espécie (Blum, *et al.*, 2004). O limiar que maximiza a sensibilidade e especificidade do modelo (*Maximum Training Specificity and Sensibility* - MTSS) foi utilizado para determinação das áreas altamente adequadas para as espécies. O MTSS busca otimizar tanto a sensibilidade quanto a especificidade do modelo, e o ponto de corte é onde a sensibilidade e a especificidade são maximizadas, criando um modelo equilibrado em termos de maximização (Marroco, *et al.*, 2011).

Os mapas contínuos foram combinados via calculadora *raster* com mapas de probabilidade de invasão de espécies. Esse dado também possui uma variação de 0 a 1, onde 0 é baixo risco de invasão e 1 alto risco, e leva em consideração o comércio internacional, o fluxo de pessoas e a presença de portos e aeroportos internacionais, entre outros fatores, e foi desenvolvido por Early *et al.* (2016). A multiplicação entre os dois mapas resulta em um mapa de risco de invasão com o mesmo peso atribuído para a adequabilidade climática e a probabilidade de invasão.

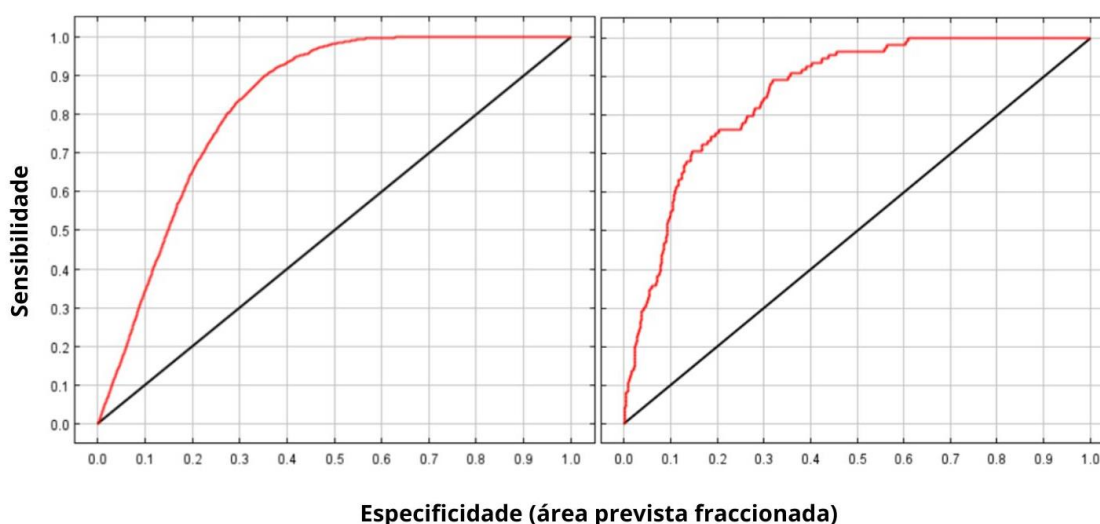
A base de dados da Nature Earth e WFPGeoNode foi utilizada para a obtenção de aeroportos e portos marítimos georreferenciados. Os dados referentes a áreas produtoras de pinus serão obtidos no banco de dados Global Forest Watch (www.globalforestwatch.org). Esse dado é obtido via imagens de satélite, com os limites dos cultivos delimitados manualmente, o que favorece a acurácia dos dados. Esses dados foram sobrepostos com os mapas binários, possibilitando calcular a área produtora de pinus no Brasil em áreas moderadamente e altamente adequadas para a ocorrência de *H. abietis* e *H. pales*. Adicionalmente, dados sobre os municípios produtores de pinus foram obtidos da base de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Esses dados possibilitaram estimar o número de municípios sob risco de invasão por *H. abietis* e *H. pales*.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ANÁLISE DE DADOS

O modelo que apresentou configuração ideal para *H. abietis* baseado no AICc foi o que combinou classes de funções lineares, quadráticas, *hinge* e produto e valor de regularização igual a 1. Para *H. pales*, o modelo selecionado foi o que combinou classes de funções lineares e quadráticas e valor de regularização igual a 2,5. Conforme o gráfico gerado e disponibilizado pelo modelo de máxima entropia, o modelo selecionado demonstra superioridade quando comparado a um modelo aleatório (Figura 3). Para *H. abietis*, a curva AUC (Área Sob a Curva ROC) apresentou um valor de 0.826, enquanto para *H. pales*, a AUC foi de 0.846, ambos representados pelas linhas vermelhas no gráfico (Figura 3). Por outro lado, o modelo aleatório é representado pela linha preta, com AUC igual a 0.5, indicando uma performance similar ao acaso. Este resultado evidencia a eficácia do modelo selecionado em distinguir entre as classes em questão, superando significativamente a aleatoriedade.

Figura 3 - Área sob curva AUC obtido pelo modelo selecionado para *H. abietis* (esquerda) e *H. pales* (direita).

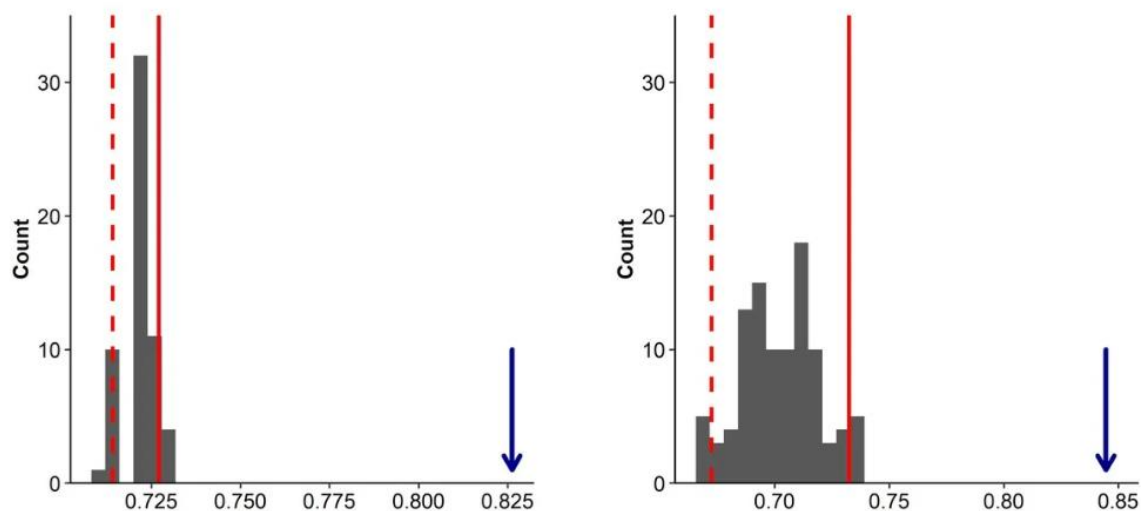


Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A confirmação desses valores também é evidenciada pelo histograma do modelo nulo gerado no ambiente R. Nele, a seta em azul destaca a superioridade do modelo selecionado, que se posiciona muito acima das respostas dos demais modelos, para ambas as espécies. Esse

padrão reforça a consistência e a eficácia do modelo escolhido em comparação com as alternativas consideradas, corroborando os resultados obtidos através da análise da curva ROC.

Figura 4 - Histograma para o valor de AUC de *H. abietis* (esquerda) e *H. pales* (direita) obtidos por meio da análise de modelos nulos.

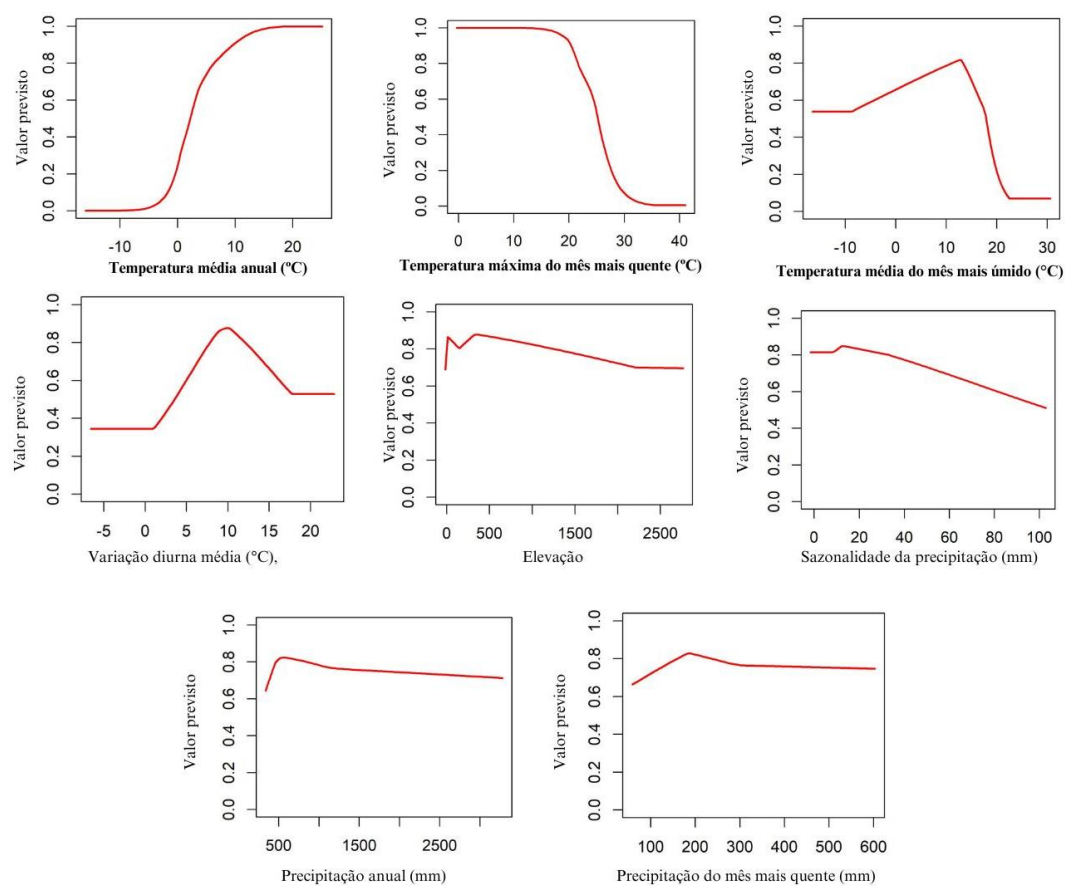


Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

As variáveis que mais contribuíram para o modelo desenvolvido para *H. abietis* foram temperatura média anual (Bio1), temperatura máxima do mês mais quente (Bio5) e temperatura máxima do trimestre mais úmido (Bio8). Juntas, essas variáveis contribuíram com 89.5% do modelo (Tabela 1). As curvas de resposta para essas variáveis indicam que a *H. abietis* tem preferência por climas mais amenos, considerando a maior adequabilidade climática quando a temperatura média anual está acima de 5 °C, e a redução da adequabilidade com o acréscimo da temperatura máxima do mês mais quente e do trimestre mais úmido (Figura 5).

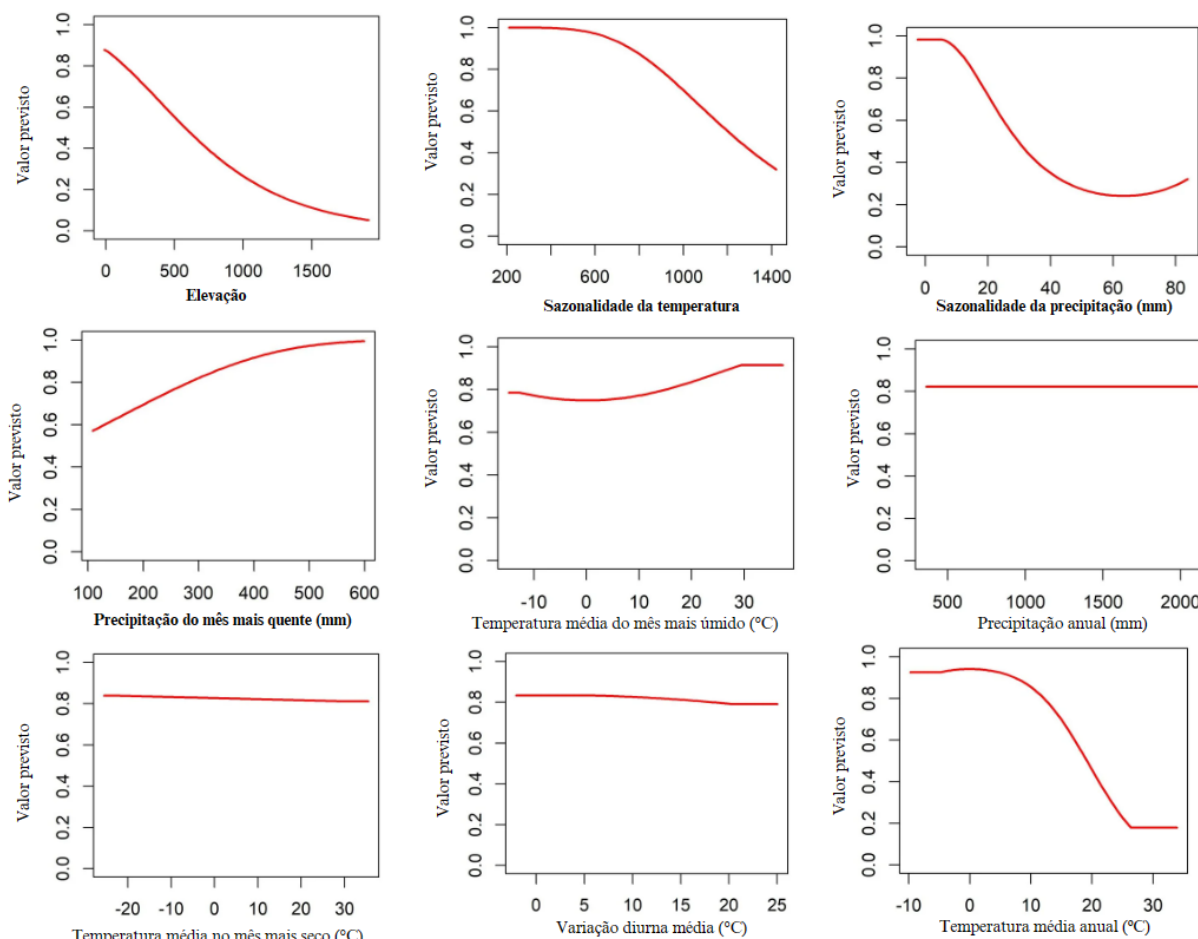
A espécie *H. pales* teve como variáveis de maior importância elevação (*elevation*), sazonalidade da temperatura (Bio4), sazonalidade da precipitação (Bio15) e precipitação do mês mais quente e (Bio18), juntas essas variáveis foram responsáveis por 80.1% da importância do modelo. Através das curvas de resposta foi possível visualizar que a espécie possui ótima adaptação a diferentes altitudes, e as respostas visuais para sazonalidade são as de preferência para ambientes mais secos. A sazonalidade de precipitação refere-se a variações temporais nos padrões de chuvas, sendo assim, acima de 20 mm acima das normais climatológicas se mostrou desfavorável para a espécie.

Figura 5 - Resposta individual para cada variável não correlacionada de *H. abietis*. As variáveis em negrito são as de maior importância e estão em ordem decrescente



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Figura 6 - Resposta individual para cada variável não correlacionada de *H. pales*. As variáveis em negrito são as de maior importância e estão em ordem crescente.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

Um gráfico de resposta foi criado para cada variável não correlacionada viável. Sendo possível reforçar a acurácia dos modelos, visto a ausência de respostas inesperadas como gráficos descontínuos. Dessa forma, também foi possível visualizar respostas individuais para as variáveis. Com a descrição da variável ambiental, é possível compreender janelas ótimas de adaptações para as espécies em determinada variável. Além disso, também é possível visualizar variáveis às quais a espécie não responde tão intensamente, identificadas por seus baixos valores de importância expressos na Tabela 1.

Tabela 1 - Análise de contribuição (%) por variável considerando a contribuição para o modelo e a importância de permutação.

<i>Hylobius abietis</i>			<i>Hylobius pales</i>		
Variável	Contribuição (%)	Importância (%)	Variável	Contribuição (%)	Importância (%)
Bio1	44.3	69.2	Bio15	50	15.2
Bio12	26.2	1.3	Elevation	35.2	28.2
Bio2	12.2	1.2	Bio4	5.2	25.6
Bio8	8.5	5.2	Bio12	2.8	2.4
Bio5	4.7	20.5	Bio18	2.2	11.1
Bio15	3.0	1.4	Bio1	1.6	13
<i>Elevation</i>	0.9	0.7	Bio2	1.4	4.6
Bio18	0.3	0.6	Bio9	1.3	0
			Bio8	0.4	0

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

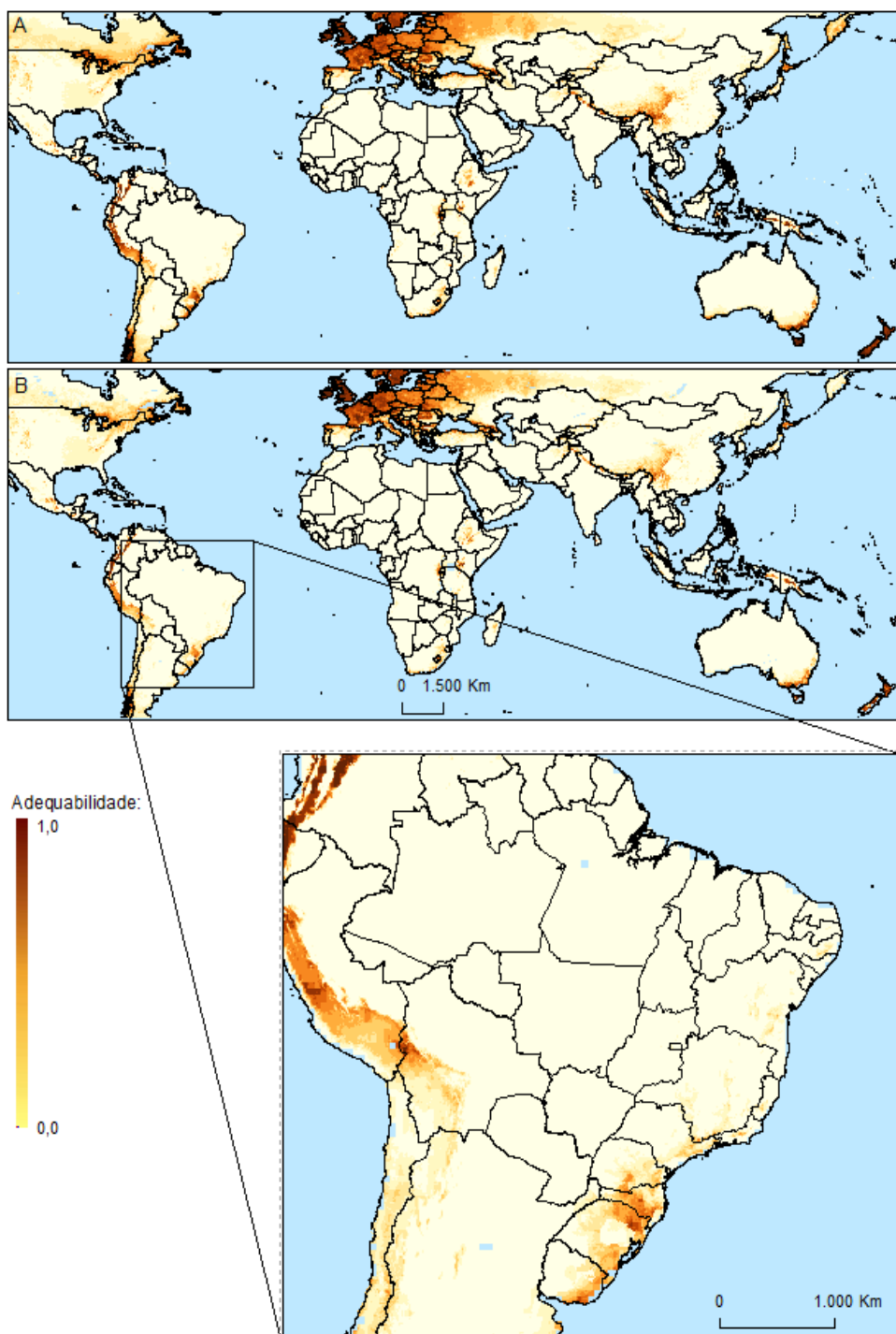
4.2 ANÁLISES ESPACIAIS

Conforme analisado a resposta individual da variável de importância (Bio1- 69.2%), *H. abietis* possui boa adaptabilidade a ambientes onde as temperaturas no mês mais úmido não ultrapassem os 20°C. Conforme a representação gráfica, a área e adequabilidade ambiental contínua, é possível visualizar que a espécie possui valores superiores (região mais escura) para a região de Santa Catarina (Figura 7), estado que é de grande importância para a produção de pinus. Considerando que os danos florestais de causas bióticas na Europa foram de 34 % em decorrência do ataque de insetos e 19 % do ataque de fungos, e mundialmente os danos somados chegam a 81 % dos quais 61 % são causados por insetos e 20 % por fungos (Jactel *et al.* 2012), atuar na prevenção de pragas torna o uso dos recursos mais eficiente. Além disso, contribui para a diminuição do uso de pesticidas em ecossistemas sensíveis, visto que seu controle prioritário é a forma química ou manejo de vazios sanitários (Deuffic, 2010; Jactel e Piou, 2008). Ao comparar as áreas adequadas com o mapa de risco de invasão de espécies, nota-se que o estado de Santa Catarina e outras regiões do sul do Brasil permanecem sob risco de ameaça da espécie. Atividades e movimentações humanas também são susceptíveis de aumentar as taxas de deslocamento de espécies através da dispersão intencional ou não intencional de indivíduos ou propágulos. Em particular, a crescente globalização do comércio facilita a importação de

espécies exóticas, o que pode resultar em novos riscos bióticos (Roques *et al.* 2009; Desprez-Loustau *et al.* 2010), o que viabiliza esse tipo de análise específica para cada táxon. No caso de *H. abietis*, as áreas foram similares para ambas as análises conforme expresso na Figura 7. Quando comparada a *H. abietis*, *H. pales* apresentou variável de maior importância com porcentagem inferior (*Elevation* – 28.2%), o que ampliou sua janela de adequabilidade. Como a elevação teve maior percentual de importância, é possível visualizar que áreas superiores a 1000m de altitude se apresentam desfavoráveis a espécie. Sendo assim, para Santa Catarina, a região litorânea se apresentou mais adequada climaticamente para o táxon.

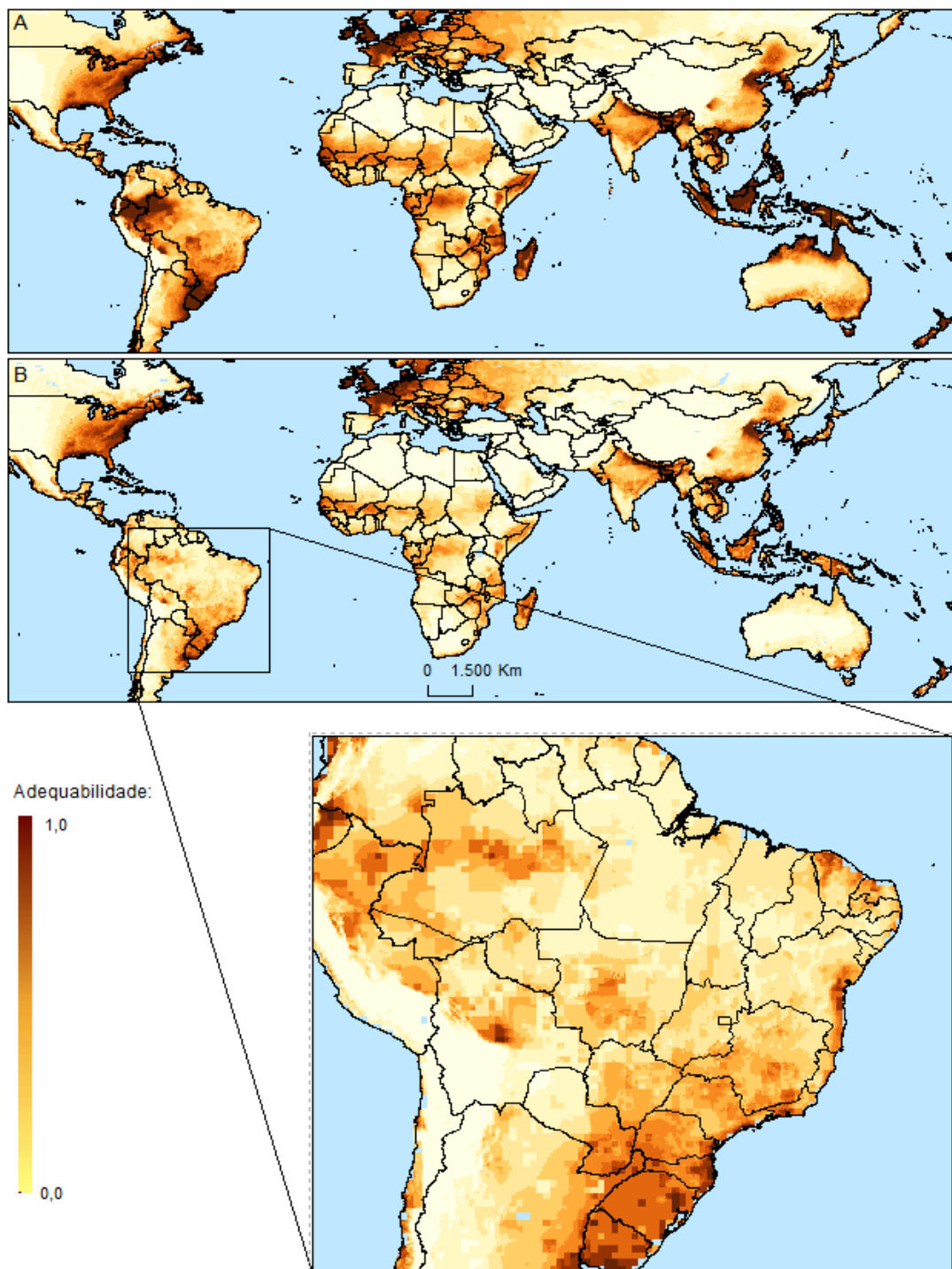
Vale ressaltar que áreas como a Amazônia, que apresentaram boa adequabilidade ambiental, possuem baixo risco de introdução. Isso se dá principalmente por se tratar de áreas remotas e de baixo fluxo logístico, reforçando estudos prévios (Roques *et al.* 2009; Desprez-Loustau *et al.* 2010) que mostram que o comércio internacional favorece o acesso de espécies exóticas. Consequentemente, quando combinadas com o fator risco de invasão se tornam áreas de menor importância para o táxon (Figura 8A e 8B).

Figura 7 - Representação gráfica de área sob risco para *H. abietis*. A: Área com adequabilidade ambiental. B: Área de risco de invasão da espécie.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

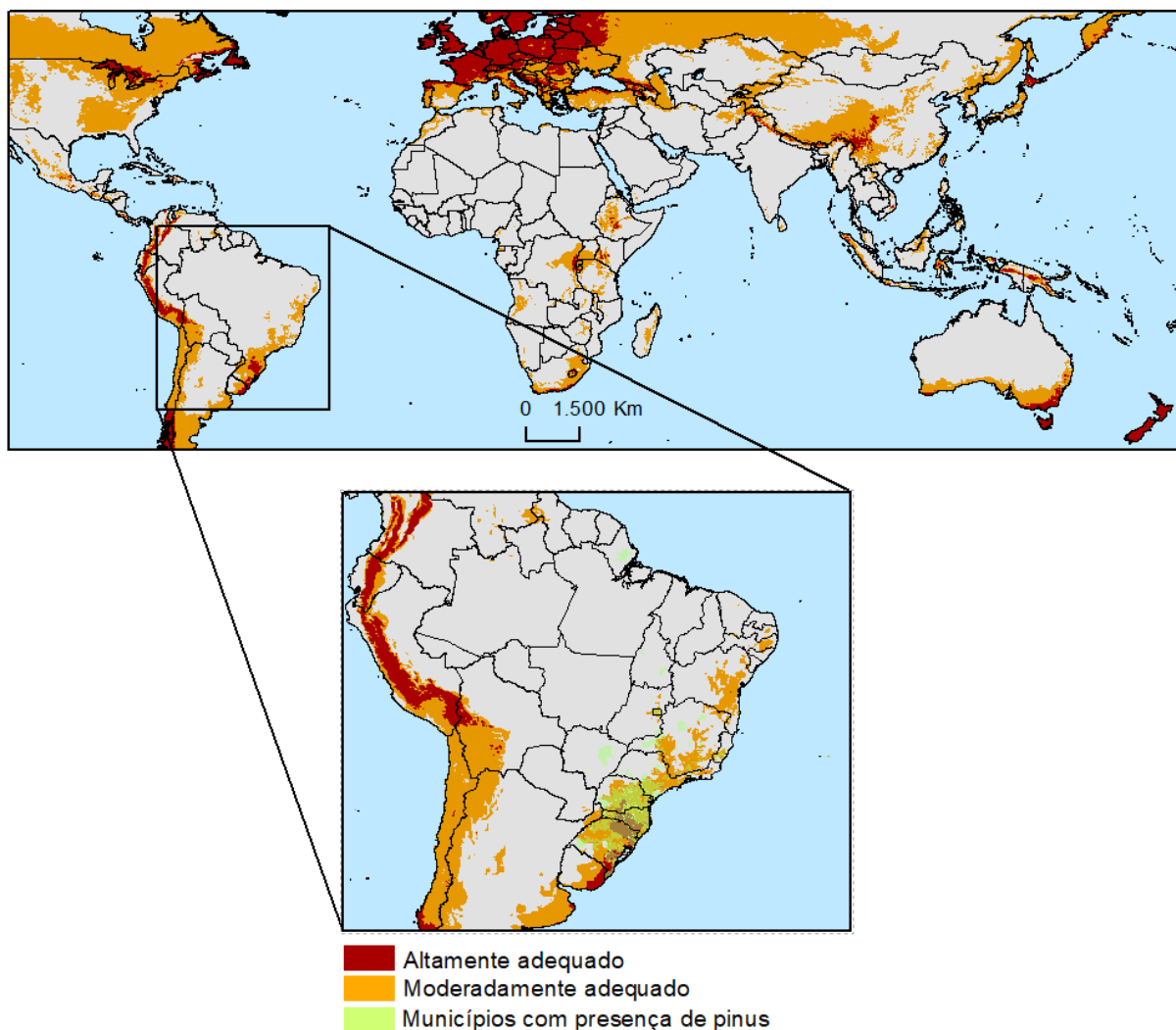
Figura 8 - Representação gráfica de área sob risco para *H. pales*. A: Área com adequabilidade ambiental. B: Área de risco de invasão da espécie.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

O táxon *H. abietis* é nativo do continente Europeu, possuindo registros em países como Espanha (Zas, *et al.*, 2006), Polónia (Skrzecz, *et al.*, 2021), Reino Unido (Inward; Wainhouse e Peace, 2012) entre outros países, ou seja, possui ocorrência em macrorregiões como Europa Mediterrânea, Europa Ocidental e Europa Centro-Oriental. Conforme demonstrado na Figura 7, o modelo previu essas áreas como altamente adequada para a espécie. Outras regiões no mundo apresentaram essa característica como o Leste Canadense, além da região fronteiriça com os Estados Unidos da América, próximo a estados como Michigan, Ohio e Nova York. Na Ásia, *H. abietis* apresentou áreas altamente adequadas nas altitudes da Ásia Meridional, além de uma área característica demarcada pelo Planalto do Tibete, que também subdivide as macrorregiões do Sudeste Asiático e o Extremo Oriente. Para a América do Sul, regiões tropicais de altitude, como a América Andina apresentaram alto risco de adequabilidade para a espécie. Em Santa Catarina, é possível visualizar que essa área abrange parte do Oeste Catarinense, e grande parte da região Serrana, vale ressaltar a importância econômica do cultivo de pinus nessas regiões do estado.

Figura 9 - Representação gráfica de área sob risco moderadamente adequada (MTP) e altamente adequada (MTSS) para *H. abietis*, comparada a área de pinus no Brasil.

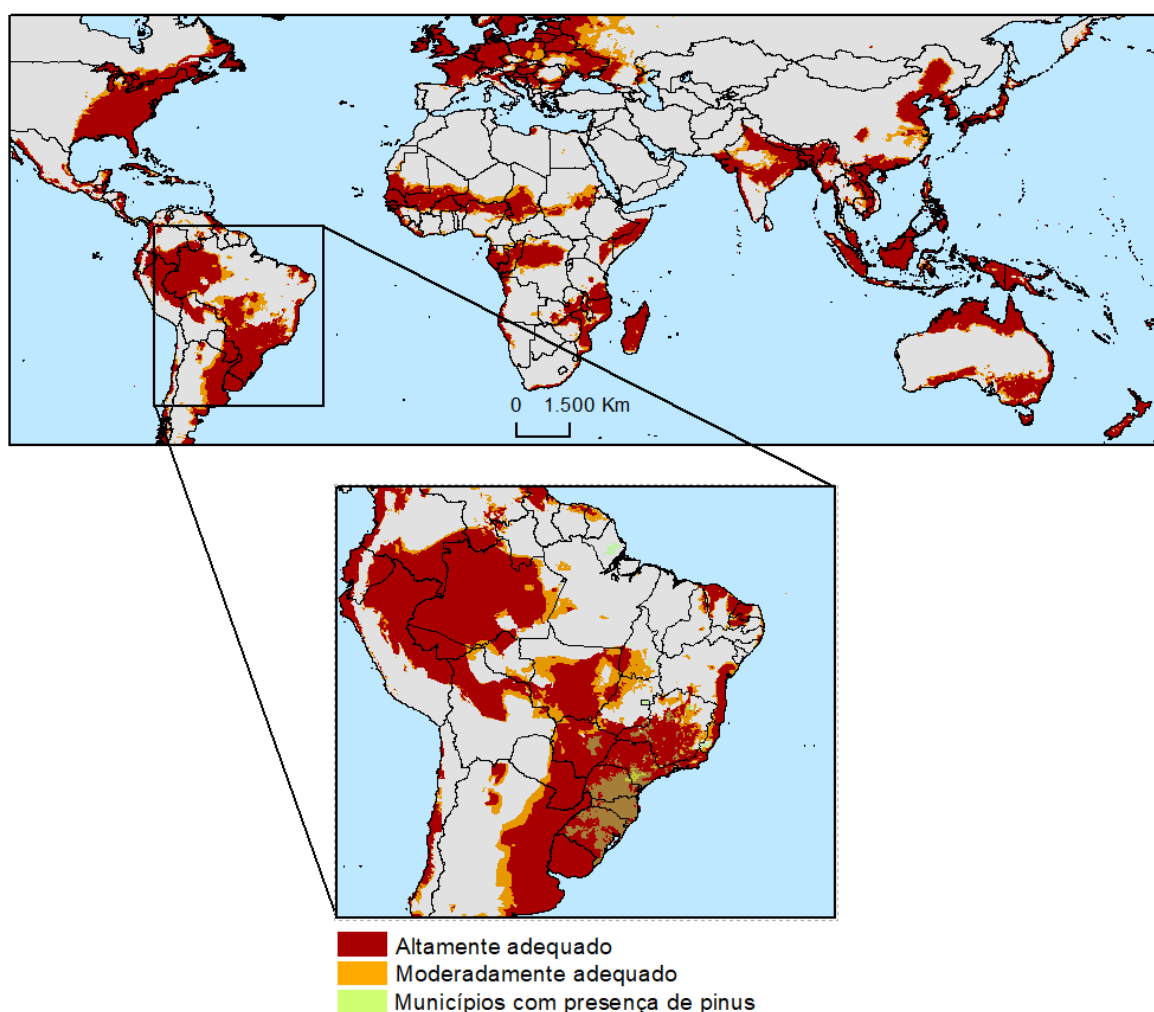


Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

A espécie *H. pales* tem ocorrência nativa na América do norte, região que também apresentou alta adequabilidade no modelo criado. A Europa se mostrou bem suscetível a espécie análoga de *H. abietis*, enfatizando a correlação dessas espécies com biomas de coníferas, e também seu respectivo dano para áreas produtoras do mesmo. *H. pales* também se apresentou mais adequada no continente Asiático, regiões como o Leste do Extremo Oriente, grande parte da Ásia Meridional e Sudeste Asiático. Se diferenciando de *H. abietis*, o táxon apresentou área significativa no continente Africano, um cinturão próximo ao trópico de Capricórnio é observado, além de outras áreas da África Oriental e África Central. Na Oceania também houve

aumento significativo na área adequada, principalmente visível no extremo Norte e Sul do continente. Para a realidade Latino Americana, a espécie apresenta adequabilidade em altitudes inferiores a *H. abietis*, como é expressado na Figura 8 grande parte das áreas de pinus sobrepõem a áreas altamente adequadas para *H. pales*, além de se estender a áreas em que hoje, o pinus ainda não é atuante.

Figura 10 - Representação gráfica de área sob risco moderadamente adequada (MP10) e altamente adequada (MTSS) para *H. pales*, comparada a área de pinus no Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

4.2.1 Áreas produtoras sob risco de invasão

O presente estudo revelou que uma grande área está sob risco de invasão pelas espécies incluídas na pesquisa (Tabela 2). Para *H. abietis*, os modelos estimaram que aproximadamente

33% dos municípios produtores de pinus estão em áreas preditas como altamente adequadas para a espécie e 95% em áreas moderadamente adequadas. Da mesma forma, 92% e 31% das áreas plantadas de pinus estão em áreas altamente e moderadamente adequadas para a espécie. Os riscos são ainda maiores para *H. pales*. A totalidade e 88% das áreas plantadas de pinus compreendem áreas moderadamente e altamente adequadas para a espécie. De forma semelhante, a totalidade e 98% dos municípios produtores de pinus no Brasil estão em áreas moderadamente e altamente adequadas para *H. pales*, indicando um potencial de disseminação generalizada em caso de invasão e dispersão para as áreas adequadas. Nesse contexto, fica evidente que a gestão dos riscos é a estratégia econômica mais eficaz no gerenciamento de riscos fitossanitários em florestas (Parker e Gilbert 2004; Jactel *et al.* 2009).

Tabela 2 - Porcentagem de área e número de municípios com presença de pinus sob risco de invasão considerando três limiares (MTP, MTSS e MP10).

Espécies	Área sob risco ¹		Municípios produtores ²	
	Moderadamente adequadas	Altamente adequadas	Moderadamente adequadas	Altamente adequadas
<i>H. abietis</i>	92	31	95	33
<i>H. pales</i>	100	88	100	98

¹ Baseado nos dados de áreas com florestas plantadas de pinus da *Global Forest Watch*.

² Baseado em dados obtidos do IBGE sobre os municípios produtores de pinus.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024).

5 CONCLUSÃO

Os resultados mostram a existência de áreas climaticamente adequadas em regiões além da distribuição natural de *H. abietis* e *H. pales*. Muitas dessas regiões possuem alta probabilidade de invasão, indicando risco de a espécie expandir sua distribuição. As áreas preditas como moderadamente e altamente adequadas para ambas as espécies no Brasil compreendem parcela significativa da área produtiva de pinus do país. Esses resultados sugerem a possibilidade de prejuízos relevantes caso essas espécies invadam o país e se dispersem para as áreas preditas como adequadas. Nesse contexto, o presente estudo pode ser utilizado para a definição de áreas prioritárias para a adoção de medidas fitossanitárias preventivas, a fim de monitorar e impedir a introdução dessas importantes pragas florestais.

Vale ressaltar que, por se tratar de um inseto-praga de coníferas, há também a possibilidade de ameaça a *Araucaria angustifolia*, espécie dominante da floresta ombrófila mista que se encontra em risco crítico de extinção. No estado de Santa Catarina, onde o pinus possui alta importância econômica, o risco de invasão dessas espécies exige uma atenção especial. Medidas de monitoramento são essenciais para impedir a invasão dessas espécies e evitar os danos tanto ambientais quanto econômicos. Investimentos em políticas de fiscalização e pontos de entrada como aeroportos e portos são fundamentais para evitar introduções e garantir a sustentabilidade dos ecossistemas e das atividades econômicas associadas.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO CATARINENSE DE EMPRESAS FLORESTAIS (ACR). Anuário estatístico de base florestal para o estado de Santa Catarina 2019. Florianópolis: ACR, 2019.

AIELLO-LAMMENS, M. E., BORJA, R. A., RADOSAVLJEVIĆ, A., VILELA, B., & ANDERSON, R. P. spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. **Ecography**, v. 38, n. 5, p. 541-545, 2015.

BAIER, S. L.; BERGSTRAND, J. H. The growth of world trade: tariffs, transport costs, and income similarity. **Journal of international Economics**, 2001, 53.1: 1-27.

BEAL, J. A.; CLINTICK, K. B. The Pales Weevil in southern Pines. **Journal of Agriculture Research**. p. 792-794, 1943.

BEJER PETERSEN, B. *et al.* Studies on *Hylobius abietis*: development and life cycle in the Nordic countries. 1962.

BERTOLANI, F. Programas em andamento e problemas básicos em florestas implantadas de Pinheiros tropicais. In: **Congresso IUFRO**. Agudos/SP. 1980.

BORIA, R. A., OLSON, L. E., GOODMAN, S. M., e ANDERSON, R. P. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. **Ecological modelling**, 73-77., v. 275, p. 73-77, 2014.

BOROWIEC, Lech. Iconographia Coleopterorum Poloniae. [s,d]. Figura 1-A. Disponível em: https://baza.biomap.pl/en/taxon/species-hylobius_abietis/photos_tx. Acesso em: 12 de setembro de 2023.

BRADSHAW, C. J., LEROY, B., BELLARD, C., ROIZ, D., ALBERT, C., FOURNIER, A., & COURCHAMP, F. (2016). Massive yet grossly underestimated global costs of invasive insects. **Nature communications**, 7(1), 12986.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Instrução Normativa Nº. 39**, de 1 de outubro de 2018. Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 195, Seção 1, p. 94, 10 de outubro de 2018.

BLUM, A.; KATZ, B. FG; WARUSFEL, O. Eliciting adaptation to non-individual HRTF spectral cues with multi-modal training presence. In: **CFA-DAGA**. 2004.

CARTER, E. E. *Hylobius pales* as a factor in the reproduction of conifers in New England. In: **Proc. Soc. Am. Foresters**. 1916. p. 297-307.

CABI. Centre for Agriculture and Biosciences International. Disponível em: <https://www.cabi.org/>. Acesso em: 9 de agosto de 2023.

CIESLA, W. M.; FRANKLIN, R. T. A method of collecting adults of the pales weevil, *Hylobius pales* and the pitch eating weevil, *Pachylobius picivorus* (Coleoptera: Curculionidae). **Journal of the Kansas Entomological Society**, p. 205-206, 1965.

DAVIS, R.; LUND, H. O. **Some Studies on *Mylobius Pales* (Herbst) and *Pachylobius Picivorus* (Germar)**. 1966.

DAY, E. R. Destroying Forest regeneration or damaging the shape and appearance of Christmas trees. [s,d]. Figura 2- E. 768x512 / 1536x1024. Disponível em: <https://www.forestpests.org/vd/265.html>. Acesso em: 02 de outubro de 2023.

DAY, K. R. *et al.*, **General biology and life cycles of bark weevils. Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis**, p. 331-349, 2004.

DESPREZ-LOUSTAU, M., *et al.* Species diversity and drivers of spread of alien fungi (sensu lato) in Europe with a particular focus on France. **Biological Invasions**, 2010, 12: 157-172.

DEUFFIC, P. Du bois mort pour la biodiversité. Des forestiers entre doute et engagement. **Revue forestière française**, 62(1), p-71, 2010.

DOYCHEV, D.. Larva of true weevils *Hylobius abietis* (Linnaeus, 1758) (Curculionidae). 2005 ©. Figura 1-C. Disponível em: <https://www.zin.ru/animalia/coleoptera/eng/hylabldc.htm>. Acesso em 12 de setembro de 2023

EARLY, R. *et al.* Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. **Nature communications**, v. 7, n. 1, p. 12485, 2016.

ELITH, J. *et al.* Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, n. 2, p. 129-151, 2006.

ELITH, J. *et al.* A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. **Diversity and distributions**, v. 17, n. 1, p. 43-57, 2011.

EPPO. Organização Europeia e Mediterrânea de Proteção de Plantas. Disponível em: <https://www.eppo.int/>. Acesso em: 9 de agosto de 2023.

FINDLAY, R.; O'ROURKE, K. H. Power and Plenty: Trade, war and the world economy in the second millennium (Preface). 2007.

FOX, R. C.; HILL, T. M. The relative attraction of burned and cutover pine areas to the pine seedling weevils *Hylobius pales* and *Pachylobius picivorus*. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 66, n. 1, p. 52-54, 1973.

GIANNINI, T. C. *et al.* Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63, p. 733-749, 2012.

GOLFARI, L. Coníferas aptas para repoblaciones forestales en el Estado de São Paulo. **Silvicultura em São Paulo, São Paulo**, v. 6, p. 7-62, 1967.

GRAHAM, C. H. *et al.* New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 9, p. 497-503, 2004.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, Niklaus E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological modelling**, v. 135, n. 2-3, p. 147-186, 2000.

GUISAN, A.; THUILLER, Wilfried. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology letters*, v. 8, n. 9, p. 993-1009, 2005.

HANSEN, M. A. Ark removed from stump to show the breeding galleries of pales weevil. [s,d]. Figura 2- D. 68x512 / 1536x1024. Disponível em: <https://www.forestpests.org/vd/265.html>. Acesso em: 02 de outubro de 2023.

HELLQVIST, C. [s,d] Swedish University of Agricultural Sciences, Bugwood.org. Figura 1-D. Disponível em: <https://www.ipmimages.org/browse/autsubs.cfm?aut=22164>. Acesso em: 13 de setembro de 2023.

HERTEL, G. D. *et al.* Response of the pales weevil to loblolly pine seedlings and cut stems. **Journal of Economic Entomology**, v. 63, n. 3, 1970.

HIGA, R. C. V. *et al.* Zoneamento climático: *Pinus taeda* no sul do Brasil. Embrapa Florestas-Documents (INFOTECA-E), 2008

HILL, M. P.; TERBLANCHE, J. S. Niche overlap of congeneric invaders supports a single-species hypothesis and provides insight into future invasion risk: implications for global management of the *Bactrocera dorsalis* complex. **PLoS one**, v. 9, n. 2, p. e90121, 2014.

HODGE, G. R.; DVORAK, W. S. Genetic parameters and provenance variation of *Pinus caribaea* var. *hondurensis* in 48 international trials. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 31, n. 3, p. 496-511, 2001.

HULME, P.E. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. **Journal of applied ecology**, v. 46, n. 1, p. 10-18, 2009.

IBÁ- Indústria Brasileira de Árvores. **Relatório Anual 2022**. São Paulo, p. 88, 2023.

IEDE, E. T. *et al.* Utilização do nematóide *Deladenus siricidicola* (Nematoda: Neotylenchidae) no controle biológico de *Sirex noctilio* (Hymenoptera: siricidae), praga de *Pinus* spp. In: **I Congresso Latino-americano IUFRO**, Valdivia, Chile. 1998.

IEDE, E. T. *et al.* Monitoramento e controle de *Pissodes castaneus* em *Pinus* spp. 2007.

IHRMARK, K. *et al.* Transmission of double-stranded RNA in *Heterobasidion annosum*. **Fungal Genetics and Biology**, v. 36, n. 2, p. 147-154, 2002.

IHRMARK, K.; STENSTRÖM, E.; STENLID, J. Double-stranded RNA transmission through basidiospores of *Heterobasidion annosum*. **Mycological Research**, v. 108, n. 2, p. 149-153, 2004.

INWARD, D. JG; WAINHOUSE, D.; PEACE, A.. The effect of temperature on the development and life cycle regulation of the pine weevil *Hylobius abietis* and the potential impacts of climate change. **Agricultural and Forest Entomology**, v. 14, n. 4, p. 348-357, 2012.

JACTEL H, BROCKERHOFF; PIOU D. (2008) Disease risk in mixed forests. *Rev For Fr* 60(2):168–180

JACTEL, H., *et al.* The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. **Annals of Forest Science**, 2009, 66.7: 701-701.

JACTEL, H *et al.* Drought effects on damage by forest insects and pathogens: a meta-analysis. **Global Change Biology**, 18(1), 267-276. 2012.

JAYNES, E. T. Notes on present status and future prospects. **Maximum Entropy and Bayesian Methods: Laramie, Wyoming**, 1990, p. 1-13, 1991.

JIMÉNEZ-VALVERDE, A. *et al.* Use of niche models in invasive species risk assessments. **Biological invasions**, v. 13, p. 2785-2797, 2011.

KAGEYAMA, P. Y. *et al.* Variação genética entre procedências de *Pinus oocarpa* Schiede na região de Agudos-SP. 1977.

KASS JM, M. R, GALANTE P.J., BOHL C.L., PINILLA-BUITRAGO G.E., BORIA R.A., SOLEY-GUARDIA M., ANDERSON R.P. ENMeval 2.0: redesenhado para modelagem personalizável e reproduzível de nichos e distribuições de espécies. **Métodos Ecol Evol** 12,1602– 1608. 2021

LÅNGSTRÖM, B.; DAY, K. R. Damage, control and management of weevil pests, especially *Hylobius abietis*. **Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis**, p. 415-444, 2004.

LEATHER, S. R.; DAY, K. R.; SALISBURY, A. N. The biology and ecology of the large pine weevil, *Hylobius abietis* (Coleoptera: Curculionidae): a problem of dispersal?. **Bulletin of Entomological Research**, v. 89, n. 1, p. 3-16, 1999.

LIMA-RIBEIRO, M.; DINIZ-FILHO, FELIZOLA, J. A. American megafaunal extinctions and human arrival: improved evaluation using a meta-analytical approach. **Quaternary International**, v. 299, p. 38-52, 2013.

LYNCH, A. M. pales weevil, *Hylobius pales* (Herbst): a synthesis of the literature. **Journal of the Georgia Entomological Society**, 1984.

MACK, Richard N. Plant naturalizations and invasions in the eastern United States: 1634-1860. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, p. 77-90, 2003.

MAROCO, J. *et al.* Data mining methods in the prediction of Dementia: A real-data comparison of the accuracy, sensitivity and specificity of linear discriminant analysis, logistic regression, neural networks, support vector machines, classification trees and random forests. **BMC research notes**, v. 4, p. 1-14, 2011.

MC NAMARA, L. *et al.* The effect of entomopathogenic fungal culture filtrate on the immune response and haemolymph proteome of the large pine weevil, *Hylobius abietis*. **Insect biochemistry and molecular biology**, v. 101, p. 1-13, 2018.

- MCNEELY, J. A. As the world gets smaller, the chances of invasion grow. **Euphytica**, v. 148, n. 1-2, p. 5-15, 2006.
- MIZELL III, Russell F.; TEDDERS, W. Louis. Evaluation of trap type and color for monitoring *Hylobius pales* and *Pachylobius picivorus* in Florida. **Florida entomologist**, p. 615-624, 1999.
- MOORE, R.; BRIXEY, J. M.; MILNER, A. D. Effect of time of year on the development of immature stages of the large pine weevil (*Hylobius abietis* L.) in stumps of Sitka spruce (*Picea sitchensis* Carr.) and influence of felling date on their growth, density and distribution. **Journal of Applied Entomology**, v. 128, n. 3, p. 167-176, 2004.
- MURRAY, T. Photo#1515788. 2018 ©.Figura 2-A. Disponível em <https://bugguide.net/node/view/1515788/bgimage>. Acesso em: 02 de outubro de 2023.
- OLDEN, J.D.; POFF, N. LeRoy. Clarifying biotic homogenization. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 19, n. 6, p. 282-283, 2004.
- OLIVEIRA, C. M. *et al.* Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. **Crop Protection**, v. 56, p. 50-54, 2014.
- ÖRLANDER, G.; NORDLANDER, G. Effects of field vegetation control on pine weevil (*Hylobius abietis*) damage to newly planted Norway spruce seedlings. **Annals of Forest Science**, v. 60, n. 7, p. 667-671, 2003.
- PARKER, I. M.; GILBERT, G. S. The evolutionary ecology of novel plant-pathogen interactions. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, 2004, 35: 675-700.
- PEIRSON, H. B. **The life history and control of the pales weevil (*Hylobius pales*)**. Harvard Forest, 1921.
- PENG, S. *et al.* 1 km monthly temperature and precipitation dataset for China from 1901 to 2017. **Earth System Science Data**, v. 11, n. 4, p. 1931-1946, 2019.
- PERRINGS, C. *et al.* How to manage biological invasions under globalization. **Trends in ecology & evolution**, v. 20, n. 5, p. 212-215, 2005.
- PETERSSON, M.; ÖRLANDER, G.. Effectiveness of combinations of shelterwood, scarification, and feeding barriers to reduce pine weevil damage. **Canadian journal of forest research**, v. 33, n. 1, p. 64-73, 2003.
- PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological modelling**, v. 190, n. 3-4, p. 231-259, 2006.
- POWELL, K. I.; CHASE, J. M.; KNIGHT, T. M. A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. **American journal of botany**, v. 98, n. 3, p. 539-548, 2011.

PRESTON, C. D.; PEARMAN, D. A.; HALL, A. R. Archaeophytes in Britain. **Botanical journal of the Linnean Society**, v. 145, n. 3, p. 257-294, 2004.

QGIS Development Team. (2018). QGIS Geographic Information System. Open-Source Geospatial Foundation Project.

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

RADOSAVLJEVIC, A.; ANDERSON, R. P. Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. **Journal of biogeography**, v. 41, n. 4, p. 629-643, 2014.

RAES, N.; TER STEEGE, Hans. A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. **Ecography**, v. 30, n. 5, p. 727-736, 2007.

RAFFA, K. F.; HUNT, D. W. A. Microsite and interspecific interactions affecting emergence of root-infesting pine weevils (Coleoptera: Curculionidae) in Wisconsin. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 82, n. 4, p. 438-445, 1989.

REIS FILHO, W.; PENTEADO, S.; IEDE, E. T. Controle biológico de pulgão-gigante-do-pinus, *Cinara atlantica* (Hemiptera: Aphididae), pelo parasitóide *Xenostigmus bifasciatus* (Hymenoptera: Braconidae). 2004.

ROQUES, A., *et al.* Alien terrestrial invertebrates of Europe. In: **Handbook of alien species in Europe**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2009. p. 63-79.

ROSA, P. R. F. da. Teste de procedência de *Pinus oocarpa* Schiede em três regiões do Estado de São Paulo. 1982.

ROY, H. E. *et al.* IPBES Invasive Alien Species Assessment: Summary for Policymakers. 2023.

SANTOS, Mágda Paula dos. **Regeneração natural de Pinus spp. ao redor de populações experimentais e fatores envolvidos no processo de invasão**. 2020. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

SEEBENS, H. *et al.* No saturation in the accumulation of alien species worldwide. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 14435, 2017.

SHIMIZU, J. Y. **Pinus na silvicultura brasileira**. Colombo: Embrapa Florestas, 2008.

SKRZECZ, I. *et al.* Spatio-temporal distribution of *Hylobius abietis* in Scots pine stands—implications for pest monitoring. **Journal of Pest Science**, v. 94, n. 4, p. 1393-1404, 2021.

SPEERS, C. F. Pales weevil rapidly becoming serious pest of pine reproduction in the south. **Journal of Forestry**, v. 56, n. 10, p. 723-726, 1958.

STRAYER, D. L. *et al.* Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in ecology & evolution*, v. 21, n. 11, p. 645-651, 2006.

TAYLOR, J. W.; FRANKLIN, R. T. Biology of *hylobius pales* (Coleoptera: Curculionidae) in the georgia piedmont. **The Canadian Entomologist**, v. 102, n. 6, p. 729-735, 1970.

TONINI, H. *et al.* Comparação gráfica entre curvas de índice de sítio para *Pinus elliottii* e *Pinus taeda* desenvolvidas no Sul do Brasil. **Ciência florestal**, v. 12, p. 143-152, 2002.

USDA Forest Service publication "Weevils". Larvae of pales weevil, removed from galleries. [s,d]. Figura 2-B. 768x512. Disponível em: <https://www.forestpests.org/vd/265.html>. Acesso em: 02 de outubro de 2023.

USDA Forest Service publication "Weevils". Feeding by adult pales weevils can girdle and kill seedlings. [s,d]. Figura 2-C. 768x512 / 1536x1024. Disponível em: <https://www.forestpests.org/vd/265.html>. Acesso em: 02 de outubro de 2023.

WAINHOUSE, D.; BROUGH, S.; GREENACRE, B. **Managing the pine weevil on lowland pine**. 2007.

WAINHOUSE, D.; BOSWELL, R.; ASHBURNER, R. Maturation feeding and reproductive development in adult pine weevil, *Hylobius abietis* (Coleoptera: Curculionidae). **Bulletin of entomological research**, v. 94, n. 1, p. 81-87, 2004.

WARREN, D. L.; SEIFERT, S. N. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. **Ecological applications**, v. 21, n. 2, p. 335-342, 2011.

WOESSNER, R. A. Programa de melhoramento genético de pinheiros em Jarí. *Silvicultura*, São Paulo, ano 8, n. 29, p. 153-155, 1983. **Edição dos Anais do Simpósio IUFRO em Melhoramento Genético e Produtividade de Espécies Florestais de Rápido Crescimento**, 1980, Águas de São Pedro. Fastgrowing trees

ZAS, R. *et al.* Fertilization increases *Hylobius abietis* L. damage in *Pinus pinaster* Ait. seedlings. **Forest Ecology and Management**, v. 222, n. 1-3, p. 137-144, 2006.