



GABRIELA GOMES PIRES DE PAULA

**TENDÊNCIAS ECOLÓGICAS DE LONGO PRAZO DAS
FLORESTAS TROPICAIS SAZONAIS EM MINAS GERAIS**

**LAVRAS – MG
2021**

GABRIELA GOMES PIRES DE PAULA

**TENDÊNCIAS ECOLÓGICAS DE LONGO PRAZO DAS FLORESTAS TROPICAIS
SAZONAIS EM MINAS GERAIS**

Tese de doutorado apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para a obtenção do título de Doutora.

Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos
Orientador

**LAVRAS – MG
2021**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Paula, Gabriela Gomes Pires de.

Tendências ecológicas de longo prazo das Florestas Tropicais
Sazonais em Minas Gerais / Gabriela Gomes Pires de Paula. - 2021.
126 p.

Orientador(a): Rubens Manoel dos Santos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2021.
Bibliografia.

1. Dinâmica Florestal. 2. Conservação. 3. Mudanças
Climáticas. I. Santos, Rubens Manoel dos. II. Título.

GABRIELA GOMES PIRES DE PAULA

**TENDÊNCIAS ECOLÓGICAS DE LONGO PRAZO DAS FLORESTAS TROPICAIS
SAZONAIS EM MINAS GERAIS**

**LONG-TERM ECOLOGICAL TRENDS IN SEASONAL TROPICAL FORESTS IN
MINAS GERAIS**

Tese de doutorado apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 27 de julho de 2021.

Dra. Gisele Cristina de Oliveira Menino IF Goiano

Dra. Renata Dias França Brandão UFLA

Dr. Paulo Oswaldo Garcia IF Sul de Minas

Dr. Felipe de Carvalho Araújo UFLA

Dr. Rubens Manoel dos Santos UFLA

Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos
Orientador

**LAVRAS – MG
2021**

Ao meu marido Fábio e aos meus filhos Raul e Maitê.
DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Deus por me dar força para chegar até aqui.

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciências Florestais por oferecerem a estrutura que permitiu a elaboração deste estudo. Ao CNPq e à FAPEMIG pelo financiamento dos projetos de onde provieram os dados aqui utilizados. À CAPES pela bolsa de doutorado. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES).

Ao meu orientador, Dr. Rubens Santos, por todo aprendizado que adquiri ao longo de sua orientação. Gratidão pela confiança, pelas oportunidades e desafios. Obrigada pelas conversas e ensinamentos sobre ciência e sobre os questionamentos da vida.

À banca por ter aceito o convite e toda contribuição.

Aos meus amigos do Laboratório de Fitogeografia e Ecologia Evolutiva por todos os momentos de descontração em campo, discussões produtivas em laboratório e ajudas durante o doutorado. Em especial ao Vinícius Maia que me auxiliou nas análises e discussões da tese.

À minha família sempre me apoiando e me incentivando a trilhar o caminho do saber.

Por fim, agradeço com todo meu amor e carinho ao meu marido Fábio pela compreensão e pelo incentivo e aos meus filhos, Raul e Maitê, que sem o amor de vocês não teria conseguido chegar até aqui!!!

*“Mera mudança não é crescimento.
Crescimento é a síntese de mudança e continuidade,
E onde não há continuidade não há
Crescimento. (C.S. Lewis)*

RESUMO GERAL

A perda rápida e acelerada da biodiversidade é o desafio ecológico mais significativo que enfrentamos hoje, e embora se saiba que as florestas tropicais úmidas da América do Sul estejam sendo fortemente afetadas pelas mudanças climáticas, as tendências ecológicas de longo prazo nas florestas sazonais ainda são pouco estudadas. Através do monitoramento de 32 áreas de florestas de cerrado, mata atlântica e caatinga em Minas Gerais abordamos o comportamento das espécies florestais ao longo do tempo, tendo algumas áreas mais de 20 anos de acompanhamento. No primeiro artigo avaliamos as tendências ecológicas das florestas sazonais sob influência das variáveis ambientais e climáticas e como estas variáveis estão refletindo na demografia e produtividade das florestas. O segundo artigo aborda como as espécies florestais monitoradas estão enquadradas pelos critérios de conservação da IUCN. A partir disso, conjuntamente com o estudo das características das espécies (exemplo: biomassa, frequência, probabilidade de exclusão) propomos uma forma mais refinada de classificar as espécies, com o objetivo de subsidiar projetos de restauração, recomposição e conservação das espécies em nossa região de estudo. Espera-se que esta tese resuma o comportamento das espécies florestais das florestas sazonais ao longo dos últimos anos e que a partir disso, fomente novas discussões de como utilizar os dados de monitoramento florestal para a conservação das espécies.

Palavras-chave: dinâmica florestal, conservação da natureza, mudanças climáticas, monitoramento da biodiversidade

ABSTRACT

The rapid and accelerating loss of biodiversity is the most significant ecological challenge we face today, and while the tropical rainforests of South America are known to be heavily affected by climate change, long-term ecological trends in seasonal forests are still low. Through monitoring 32 areas of cerrado forests, Atlantic forest and caatinga in Minas Gerais, we approached the behavior of forest species over time, with some areas having been monitored for more than 20 years. In the first article, we assess the ecological trends of seasonal forests under the influence of environmental and climatic variables and how these variables are reflecting on forest demography and productivity. The second article addresses how the forest species monitored are framed by the IUCN conservation criteria. From this, together with the study of the characteristics of the species (example: biomass, frequency, probability of exclusion) we propose a more refined way of classifying the species, with the objective of subsidizing projects of restoration, recomposition and conservation of the species in our region of study. It is expected that this thesis summarizes the behavior of forest species in seasonal forests over the past few years and that, based on that, it will foster new discussions on how to use forest monitoring data for species conservation.

Keywords: forest dynamics, nature conservation, climate change, biodiversity monitoring

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Drivers, distúrbios e dados demográficos estão mudando historicamente....	16
Figura 2. Proporção de avaliações e espécies ameaçadas da Lista Vermelha.	24

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE.....	11
1. INTRODUÇÃO.....	12
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
2.1 Características ambientais, distribuição e comportamento das espécies no tempo: dinâmica florestal	14
2.2 Conservação de Plantas: histórico e atualidades.....	19
2.2.1 As Categorias de Conservação da International Union for the Conservation of Nature Programs (IUCN)	25
2.3 <i>Evolutionarily Distinct</i> (ED) como ferramenta na determinação dos critérios de conservação das espécies.....	27
3. CONCLUSÃO.....	29
4. REFERÊNCIAS	29
SEGUNDA PARTE – Artigos.....	39
Artigo 1 – Seasonal forest species composition flux in response to climate variations	40
Artigo 2 – A arte da sobrevivência: estudo da dinâmica e conservação em florestas sazonais.....	79

PRIMEIRA PARTE

1. INTRODUÇÃO

A vida na Terra é uma cadeia interligada e inter-relacionada, cujo contexto espaço-temporal dos organismos, espécies e populações define a configuração biótica e do ambiente. Por sua vez, essa configuração conduz os processos ecológicos, distribuição biológica e a funcionalidade ecossistêmica. Há muito tempo naturalistas e pesquisadores veem tentando entender a biodiversidade e sua distribuição. Assim, a busca constante pelo conhecimento associado por uma gestão de informações, tornam-se ferramentas importantes para a geração e aplicação do conhecimento.

Uma das formas de se conhecer melhor a floresta e suas relações com o meio biótico e abiótico é através do estudo de dinâmica florestal. A dinâmica florestal engloba os processos de recrutamento, crescimento, morte e renovação das espécies de árvores e estes processos são impulsionados por distúrbios naturais e antropogênicos. O desenvolvimento da vegetação resulta na biomassa e na composição das espécies, contudo, mudanças podem ser notadas por causa da exacerbação antropogênica (aumento da temperatura e CO₂) e dos distúrbios transitórios como, mudança no uso da terra e incêndios.

Chegamos a um ponto que devido as transformações aceleradas do meio ambiente e do clima, principalmente decorrente das ações humanas é preciso conhecer, monitorar e conservar a biodiversidade antes mesmo que muitas espécies sejam extintas. E nesse contexto, as plantas sofrem desvantagens, no que tange o tema, alocação de recursos em programas de conservação é maior para animais.

Mesmo diante de tais desvantagens, alguns pesquisadores no final da década de 80 se reuniram em um projeto para estudar as matas ciliares da Bacia do Rio Grande (Alto Rio Grande). Este grupo de pesquisadores, também professores da Universidade Federal de Lavras – MG, coordenado pelo Dr. Ary Teixeira Oliveira-Filho, lançaram parcelas permanentes em várias áreas da região de Lavras, abrangendo florestas semidecíduas e ombrófilas. Estas parcelas permanentes foram fontes de várias pesquisas, monografias, dissertações e teses, fomentando os estudos de dinâmica florestal do país. No ano de 2004, o Dr. Rubens Manoel dos Santos, na época discente de mestrado, incorporou ao grupo de pesquisa, áreas de florestas decíduas. Atualmente, as parcelas permanentes são monitoradas pelo Laboratório de Fitogeografia e Ecologia Evolutiva, coordenado pelo professor Dr. Rubens Manoel dos Santos.

As parcelas monitoradas encontram-se distribuídas em 32 áreas no estado de Minas Gerais e para padronização da coleta, disponibilidade dos dados, bem como tornar a pesquisa mais ampla e conhecida, hoje os dados estão depositados no sítio: *ForestPlots.net*. O

ForestPlots.net tem como objetivo promover a sinergia entre os esforços científicos de vários países e continentes, e permitir que os colaboradores acessem, analisem e gerenciem informações das suas parcelas a longo prazo. Este foi um marco importante, pois permite uma padronização dos dados, além de maior confiabilidade na comparação com outros estudos.

O monitoramento dessas 32 áreas, 927 parcelas localizadas em 17 municípios, com áreas de até 33 anos de monitoramento permitiu que esta tese acontecesse. Motivados pela percepção das transformações climáticas e ambientais, para se obter uma síntese dos resultados a nível de espécie e para se ter um panorama da conservação das espécies monitoradas, esta tese conta com dois artigos.

O primeiro artigo intitulado “*Seasonal forest species composition flux in response to climate variations*”, aborda as tendências ecológicas de longo prazo das florestas sazonais. Neste artigo, descrevemos como as variáveis climáticas agiram sobre os sítios e as populações de espécies florestais ao longo do tempo. Como algum dos resultados, encontramos diferença significativa entre as espécies recrutadas e extintas localmente e o clima foi o principal responsável pela redução da produtividade, principalmente entre as árvores de maior porte.

O segundo artigo: “*A arte da sobrevivência: estudo da dinâmica e conservação em florestas sazonais*”, traz um resumo através de 7 critérios (biomassa, produtividade, distintividade evolutiva, número de indivíduos, frequência, probabilidade de exclusão, critérios da IUCN) de como as espécies se comportaram ao longo do tempo e propõe que esse tipo de análise e resultados torne-se uma ferramenta para subsidiar projetos de restauração, além de avaliar como as espécies estão classificadas pela IUCN, aperfeiçoando essa classificação em uma escala mais refinada.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Características ambientais, distribuição e comportamento das espécies no tempo: dinâmica florestal

A dinâmica florestal pode ser interpretada como um sistema que regula a circunstância de equilíbrio (FELFILI, 1995), sugerindo uma “sequência da natureza” (TÚNDISI, 2013), que requer tempo para se manifestar (STRAYER et al., 1986). As trajetórias resultantes do desenvolvimento da vegetação impulsionam a biomassa e a composição de espécies dos ecossistemas terrestres (MCDOWELL et al., 2020). Por isso, entender esse tema torna-se relevante já que possibilita o acompanhamento e a prognose dos processos de mudança nas populações e comunidades vegetais (HIGUCHI et al., 2008a), contribuindo para tomadas de decisões e execução de técnicas de manejo florestal dentro de uma perspectiva conservacionista das florestas remanescentes (NASCIMENTO; LONGHI; BRENA, 2001, SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000).

A dinâmica florestal, no âmbito comunitário, faz alusão ao resultado da interação espacial e temporal de distintos fatores bióticos e abióticos, que são explicitados pelas oscilações nos valores dos parâmetros de dinâmica: recrutamento, mortalidade e crescimento dos indivíduos da comunidade vegetal (CONDIT, 1995; REES et al., 2001; MCDOWELL et al., 2020). Os trabalhos de dinâmica de comunidades vegetais podem seguir três principais diretrizes: (1) esclarecer os aspectos envolvidos na regulação das populações e manutenção da diversidade; (2) registrar as alterações na composição de espécies; e (3) desenvolver padrões demográficos de espécies individuais (CONDIT, 1995).

Os estudos sobre dinâmica florestal, embora importantes para o conhecimento da silvigênese (conjunto de processos que definem a construção arquitetural de uma floresta, HALLÉ et al., 1978) não são muito antigos. Phillips e Gentry (1994) afirmam que o primeiro estudo de longo prazo, que atende as especificações atuais de avaliação da dinâmica de comunidades vegetais, ocorreu em Bundongo, Uganda, com a primeira medição sendo realizada em 1934 e a última em 1993. Dando origem ao estudo desenvolvido por Sheil, Jennings e Savill (2000). A partir do século XX, estudos de dinâmica florestal tornou-se uma área de potencial crescimento, principalmente os estudos que abordam o consumo de carbono pelas florestas (FEELEY et al., 2007; HUBAU et al., 2020; MAIA et al., 2020; MCDOWELL et al., 2018).

Entretanto, o entendimento holístico a respeito da dinâmica florestal ainda está longe de ser alcançado, pois as comunidades vegetais não são organizações estáticas. Ao longo do tempo ocorrem processos ecológicos que suscitam constantes transformações em sua composição florística, estrutural e fisionômica (LAMPRECHT, 1990). Assim, detalhes para implantação dos estudos como: tamanho das parcelas, números de unidades amostrais, orientação das parcelas na área de estudo, critérios de inclusão dos indivíduos, que tipo de hábitos (arbóreos, arbustivos, plântulas), intervalo entre as amostragens e o tempo de condução do estudo; dependem de aspectos como: hipóteses a serem testadas, tipo de vegetação a ser analisada e dos limites técnicos e financeiros existentes (BAKKER et al., 1996).

Comunidades arbóreas em florestas tropicais expressam diferenças espaciais e temporais, a curtas distâncias, em decorrência da grande heterogeneidade ambiental (MORELLATO; HADDAD, 2000). Esta diferença pode ser oriunda da variabilidade dos fatores abióticos e bióticos (LUNDHOLM, 2009) como: a ocorrência de distintas condições edáficas, (HIGUCHI et al., 2008a; RODRIGUES et al., 2007; SILVA et al., 2009; SILVA; HIGUCHI; VAN DEN BERG, 2010), topográficas (ESPÍRITO-SANTO et al., 2002), incidência de luz relacionada a bordas e clareiras (CARDOSO; SCHIAVINI, 2002; OLIVEIRA FILHO et al., 2007) e do histórico de distúrbios (HIGUCHI et al., 2008b; OLIVEIRA FILHO et al., 1997).

Mudanças generalizadas na dinâmica florestal já estão ocorrendo e provavelmente se acelerarão sob futuras mudanças globais, com consequências para a biodiversidade e o clima (MCDOWELL et al., 2020). Por exemplo, em ecossistemas maduros, as taxas de mortalidade de árvores dobraram nas últimas quatro décadas (MCDOWELL et al., 2018). Simultaneamente, os orçamentos globais de carbono indicam um sumidouro de carbono terrestre crescente ou constante (FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ et al., 2019; FRIEDLINGSTEIN et al., 2019). No entanto, as florestas podem estar mudando de um período dominado por fertilização com CO₂ para um período dominado por VPD (Déficit de Pressão de Vapor) (PEÑUELAS et al., 2017).

Determinar os impactos da mudança de drivers na demografia é difícil devido à falta de plataformas de observação global. No entanto, abundam as evidências de estudos individuais publicados sobre as causas e seus impactos nas comunidades de plantas, e novos modelos e esforços de observação agora permitem um quadro mais completo dos distúrbios e da demografia da floresta (MAIA et al., 2020; PUGH et al., 2019; STOVALL et al., 2019).

Podemos elucidar alguns drivers responsáveis pelas mudanças na dinâmica florestal, como: taxas de CO₂, temperatura e déficit de pressão de vapor (VPD), secas, mudança no uso da terra, incêndios, intensidade dos ventos e agentes bióticos. A Figura 1 e os tópicos seguintes,

são baseados no trabalho de MCDOWELL et al., 2020.

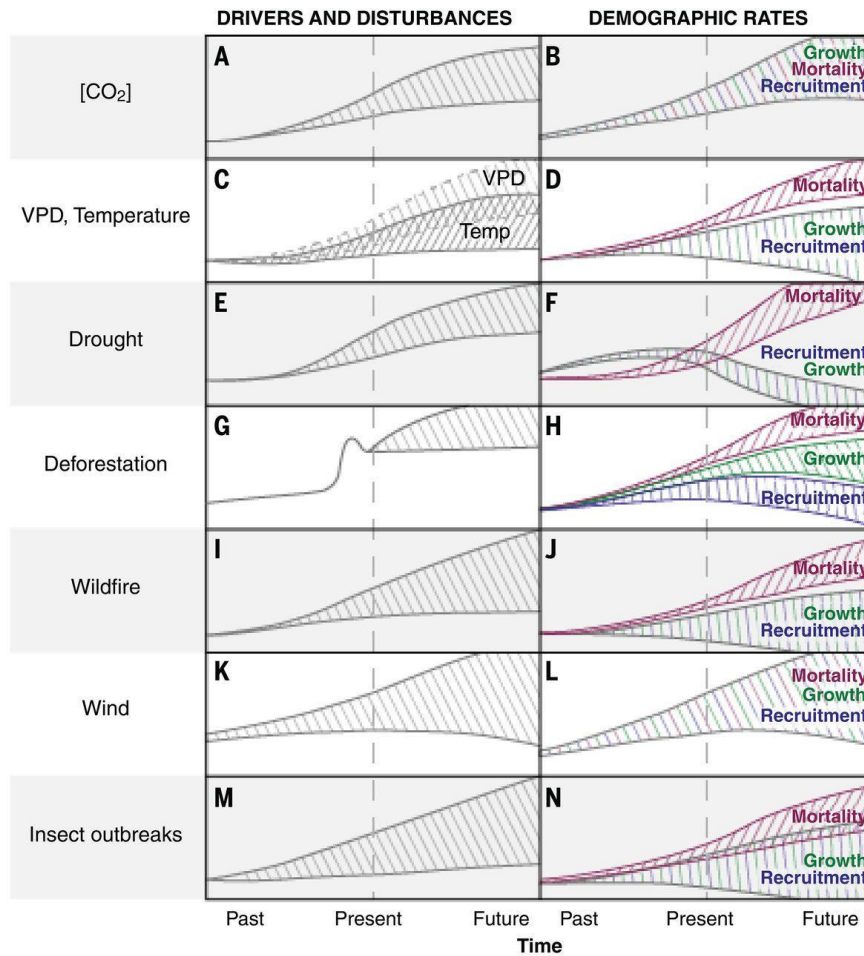


Figura 1. *Drivers*, distúrbios e dados demográficos estão mudando historicamente. Um resumo gráfico das evidências da literatura de mudanças de motivadores e distúrbios (coluna da esquerda) e taxas demográficas subsequentes (coluna da direita). São mostrados os fatores que mudam cronicamente (A e B) CO₂ e (C e D) VPD e temperatura, bem como os distúrbios mais transitórios de (E e F) seca (baixa precipitação), (G e H) desmatamento, (I e J) incêndios florestais, vento (K e L) e surtos de insetos (M e N). As respostas demográficas correspondentes de cada driver ou perturbação (mostradas como fluxos de carbono por unidade de área ao longo do tempo) são mostradas nos painéis direitos correspondentes.

A) Taxas de CO₂

Estudos apontam que o CO₂ atmosférico tenha aumentado mais de 125 partes por milhão (ppm) desde a revolução industrial (FRIEDLINGSTEIN et al., 2019) e prevê-se que aumente mais 50 a 200 ppm até 2100 (MCDOWELL et al., 2020). O aumento do CO₂ pode ter *feedbacks* positivos, aumentando a eficiência do uso da água no nível das folhas, entretanto ao se tratar das taxas demográficas os efeitos do seu aumento é incerto (MCDOWELL et al., 2020). Além disso, a maturação e a produção de sementes podem ser aceleradas sob elevado CO₂ (LaDEAU et al. 2001; SENTINELLA et al., 2020). Entretanto, o crescimento das mudas nem sempre é

estimulado pelo CO₂ (MOHAN et al., 2004) (Figura 1, A-B). Com as condições atuais de aumento das estações secas e devido às limitações nutricionais, o crescimento das plantas torna-se limitado mesmo com a fertilização do CO₂ (GEDALOF & BERG, 2010; HUBAU et al., 2020; PEÑUELAS et al., 2011)

Em relação à mortalidade, já está sendo possível perceber um aumento induzido por CO₂ a nível global (MAIA et al., 2020; MCDOWELL et al., 2018; YU et al., 2019). Além disso, o crescimento mais rápido está frequentemente associado a uma densidade de madeira mais baixa (PRETZSCH et al., 2018), sendo essas árvores mais suscetíveis a ventos fortes. Assim, a fertilização com CO₂ pode gerar aumento do recrutamento, crescimento e mortalidade, embora esses efeitos sejam incertos (MCDOWELL et al., 2020).

B) Temperatura e déficit de pressão de vapor (VPD)

A quantidade de vapor d'água que o ar pode reter - ou seja, a pressão do vapor de saturação - é uma função curvilínea da temperatura do ar (LAWRENCE, 2005). Com o aumento da temperatura global da superfície terrestre a pressão de vapor de saturação da atmosfera está aumentando (GROSSIORD et al., 2020). No entanto, a pressão de vapor real não tem aumentado na mesma taxa, de modo que a diferença entre a saturação e a pressão de vapor real, doravante o déficit de pressão de vapor (ou VPD), está aumentando (HATFIELD & PRUEGER, 2015).

A temperatura e o VPD estão aumentando globalmente e continuarão a aumentar no futuro (TRENBERTH et al., 2014), podendo causar alterações nas taxas demográficas. Com o aumento da temperatura há um aumento exponencial na VPD, que estimula o fechamento estomático e limita a fotossíntese, levando a um menor crescimento, maior mortalidade (MCDOWELL et al., 2018; PARK et al., 2013) e redução da regeneração (TEPLE et al., 2017).

O aumento da temperatura pode refletir de diferentes maneiras nas plantas dependendo da região em que se encontram. Em regiões mais frias o aquecimento pode estimular a reprodução, contudo podem também gerar uma assincronia na fenologia floral e polinizadores (FORREST 2015; KEENAN et al., 2018). Prevê-se que as plantas tropicais enfrentem o maior risco do aquecimento climático, porque experimentam temperaturas próximas aos seus limites superiores de germinação. Por outro lado, espécies encontradas acima de 45° devem se beneficiar com o aquecimento (SENTINELLA et al., 2020).

Portanto, o aumento da temperatura e o VPD podem ser benéficos em áreas mais frias ou úmidas, mas a maioria das evidências sugere impactos negativos nas taxas demográficas das plantas (Figuras. 1, C e D).

C) Secas

Globalmente, prevê-se que as secas aumentem em frequência, duração e gravidade (Figura 3, E e F). Associada com o aumento de temperatura e VPD, as secas tornam-se mais estressantes para as plantas (TRENBERTH et al., 2014). As alterações na distribuição das chuvas e por conseguinte o aumento dos períodos secos, podem gerar um déficit de hídrico ambiental. Em muitos casos, esse déficit hídrico, pode operar como um “fator incitante” levando a morte de árvores que já se encontram sob estresse por “fatores predispostos” (idade avançada, condições locais precárias) e sucumbem aos danos subsequentes no caule e nas raízes por agentes bióticos (“fatores contribuintes”) como insetos e pragas (ALLEN et al., 2010). Em outros casos, o déficit hídrico pode agir diretamente na fisiologia da planta causando a cavitação de colunas de água dentro do xilema levando a uma falha hidráulica; ou o estresse prolongado do déficit hídrico gera déficits de carbono ocasionando limitações metabólicas e levando a morte do indivíduo (MCDOWELL et al., 2018). O que se percebe é que as secas tendem a causar danos mais severos em plantas de maiores dimensões e mais velhas (MCDOWELL et al., 2018).

D) Mudança no uso da terra

A colheita de madeira e o cultivo são as principais atividades de uso da terra responsáveis pela conversão da cobertura vegetal primária para a secundária e mudanças demográficas associadas (HURTT et al., 2011). Ao longo do tempo reduziram a estatura e a biomassa da vegetação e alteraram a composição das espécies, com profundas consequências para a dinâmica da floresta (Figuras 1, G e H). O restabelecimento das florestas e as novas plantações tem resultado em florestas mais jovens com árvores de menor porte e biomassa (VILÉN et al., 2012). Tal recrutamento pós-desmatamento pode ser limitado por elevado VPD ou seca (MCDOWELL et al., 2020). No geral, o efeito líquido da mudança no uso da terra e da colheita de madeira resultou em uma perda substancial de área florestal, junto com taxas demográficas alteradas, levando a ecossistemas mais jovens, mais curtos e menos diversos (Figura 3H) (MCDOWELL et al., 2020).

E) Incêndios

O aumento da atividade do fogo tem causado uma maior mortalidade, contudo antagonicamente pode causar um aumento do recrutamento e crescimento de espécies preexistentes ou recém-introduzidas (MCDOWELL et al., 2020) (Figuras. 1, I e J). Florestas

caracterizadas por regimes de fogo de substituição de povoamentos são dominadas por semeadoras obrigatórias e normalmente têm recrutamento eficaz após a passagem do fogo (BOWMAN et al., 2016). No entanto, incêndios de alta severidade e alta frequência podem reduzir o recrutamento, reduzindo o fornecimento de sementes por meio da perda repetida e severa de vegetação reprodutivamente madura (JOHNSTONE et al., 2016) e pela mortalidade do banco de sementes e mudas (TURNER et al., 2019).

F) Ventos

Danos no dossel e mortalidade da árvore são os impactos mais imediatos provocados por ventos fortes oriundos das tempestades (GARDINER et al., 2016; URIARTE et al., 2004) (Fig. 3L). A mortalidade induzida por tempestade é maior para árvores maiores, causando grandes impactos econômicos e ecológicos (GARDINER et al., 2016), e a perda de grandes árvores de dossel durante perturbação do vento favorece o crescimento de outras árvores sobreviventes que necessitam de mais luz para o seu crescimento (GARDINER et al., 2016; MCDOWELL et al., 2018).

G) Agentes bióticos

A resposta de insetos e patógenos às mudanças climáticas provavelmente aumentará a mortalidade das plantas (REICHSTEIN et al., 2013), com impactos variáveis no crescimento e recrutamento (MCDOWELL et al., 2020) (Figuras 1, M e N). A mortalidade de árvores pode resultar do anelamento do floema e xilema por besouros da casca (GAYLORD et al., 2013) e de eventos repetidos de desfolhamento que exauram a capacidade de recuperação das árvores (PURESWARAN et al., 2016). A mortalidade de árvores durante surtos geralmente é parcial no nível do povoamento porque muitos agentes bióticos atacam preferencialmente árvores de tamanho ou classes de saúde específicos ou são específicos do hospedeiro (YUAN et al., 2019).

2.2 Conservação de Plantas: histórico e atualidades

A disciplina de biologia da conservação é uma ciência multidisciplinar, contemporânea desenvolvida como resposta à crise atual que atinge a diversidade biológica (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Contudo, noções sobre conservação ou até mesmo escolhas do que se conservar são muito antigas. A datação mais antiga vem da parábola bíblica sobre a Arca de

Noé (+ ou - 971 a 400 A.C), na qual foi preciso escolher alguns animais, conservando-os para que após o dilúvio fossem aqueles responsáveis pelo povoamento da Terra. Weitzman (1998), analisa a parábola da Arca de Noé sob o ponto de vista econômico, sendo uma maneira simplista de representar a conservação sob uma restrição orçamentária, intitulado como: *Noah's Ark Problem* (“O problema da Arca de Noé”).

Neste sentido, Perry & Shankar (2017) atribuem o contingenciamento orçamentário estatal ao *Noah's Ark Problem*, que se refere a dificuldade de alocar com eficiência fundos limitados para conservar a biodiversidade. Esses pesquisadores modelaram ações de conservação sob incerteza. Como resultado, encontraram uma equação de classificação de contingente do estado, onde justifica a política de conservação que trata a causa e não o sintoma da perda de biodiversidade. Por isso, os autores recomendam estratégias que se concentrem na resiliência e integridade do ecossistema.

Olhando para o contexto nacional, o nome Brasil é oriundo de uma espécie florestal: *Paubrasilia echinata* Lam. — Gagnon, H.C. Lima & G.P.Lewis, nome popular: Pau-brasil. Espécie esta, que por ter sido muito explorada principalmente nos primeiros 200 anos de ocupação territorial, se tornou uma espécie dentro do grupo das que sofrem risco de extinção. O ciclo econômico teve início em 1503 e até 30 anos após a chegada dos portugueses, era o único recurso explorado pelos colonizadores. Nesse período calcula-se que foram exploradas 300 toneladas de madeira por ano. França, Inglaterra, Holanda e Espanha passaram a participar das atividades extrativistas ajudados pelos índios (D'AGOSTINI et al., 2013).

Em um breve resumo histórico sobre as medidas de conservação do pau-brasil, temos que em (i) 1542, a 1ª Carta-Régia estabelecendo normas para o corte e punição ao desperdício de madeira; (ii) 1605, o regimento fixando a exploração em 600 toneladas por ano; (iii) 1775, começa a punição para quem cortasse pau-brasil; (iv) 1850, lei nº 601 editada por D. Pedro II proibindo a exploração florestal de madeiras protegidas por lei (D'AGOSTINI et al., 2013). Em todas essas medidas o único interesse era o econômico e não o de conservação florestal em si, no entanto a partir dessas medidas foi possível minimizar os efeitos deletérios de uma exploração não manejada. Atualmente a espécie pau-brasil está classificada como “Em perigo – EN” pela International Union for Conservation of Nature (IUCN). Isso se deve ao fato de sua ocorrência estar restrita a Mata Atlântica, com ocorrência em Floresta Estacional Semi-decidual, Floresta Ombrófila Densa e em Restingas, ambientes que vêm sendo severamente degradados desde a colonização até os dias de hoje, houve um intenso declínio na qualidade do habitat e a extinção de subpopulações (CNC-FLORA).

Um interessante fato que remete a espécie pau-brasil e sua percepção como uma espécie

importante foi uma pesquisa realizada por Macedo et al. (2018), no qual entrevistaram algumas pessoas para saberem seus conhecimentos sobre a espécie. Entre os resultados obtidos, destaca-se que dos 96 entrevistados, 53% afirmaram não serem capazes de identificar uma árvore de pau-brasil, enquanto apenas 20% conseguiriam identificá-la. Esses pesquisadores também avaliaram livros didáticos (História, Ciências e Ciências Biológicas) para saberem como a espécie pau-brasil é citada. Como resultado, apenas um livro de ciências biológica cita a espécie. Em contrapartida, todos os livros de história analisados descrevem com mais detalhes o uso da espécie no período colonial. Ainda, concluíram que o conhecimento é primordial para a conservação da flora nacional e precisa ser trabalhado através das vivências dos alunos e no contexto interdisciplinar, em que a botânica não seja coadjuvante das demais disciplinas.

Concomitantemente a exploração das riquezas naturais no período colonial, alguns naturalistas de várias partes do mundo, como Carl Friedrich Philipp von Martius, Johann Baptist von Spix, Ludwig Riedel e Auguste de Saint-Hilaire, viajaram o Brasil catalogando e descrevendo plantas e animais. Para a conservação essas expedições são importantes, uma vez que, é possível conservar com mais afinco aquilo que se conhece. Foi através de expedições como essas, que o Brasil passou a ser conhecido mundialmente pela sua grande diversidade biológica.

Entre os importantes marcos na história da conservação de plantas no Brasil estão a criação do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (1808), que embora tenha sido criado a princípio para a domesticação de plantas exóticas, espaço de lazer para a população e para obter matérias-primas para a produção de mercadorias que oferecessem rentabilidade, também contribuiu como um local de conservação *ex situ* de algumas espécies nativas (CNC-FLORA). Outro marco foi a criação do Herbário do Museu Nacional (1831) por Ludwig Riedel, no qual enviou vários materiais botânicos para Martius fazer a Flora Brasiliensis (CNC-FLORA).

Considero nesta pequena narrativa como o início da “fatia” do tempo denominada “atualidade”, o século XX.

A criação do primeiro Código Florestal Brasileiro (1934) trouxe consigo o conceito de florestas protetoras. Três anos depois tivemos a primeira criação de um parque nacional: Parque Nacional do Itatiaia. Em 1965, o segundo Código Florestal veio com um importante instrumento disciplinador das atividades florestais ao declarar as florestas existentes no território nacional como bens de interesse comum a toda população (BRASIL, 1965).

Em relação a conservação da biodiversidade como um todo (não somente para plantas) e no âmbito mundial, foi instaurada uma “agenda ambientalista”, com marco importante em 1972: a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente – Estocolmo, Suécia. Em 1992

a ECO-92 - reuniu mais de 80% dos países do mundo para buscar o mesmo objetivo – a defesa do meio ambiente. Destaco resumidamente três pontos importantes da ECO-92: (i) Convenção sobre a Biodiversidade - documento em que os países signatários se comprometem em proteger as riquezas biológicas existentes; 112 países assinaram a Convenção;(ii) Convenção sobre o Clima: Os 152 países que assinaram esse documento se comprometeram a preservar o equilíbrio atmosférico; (iii) Agenda 21 - plano de ação para recursos hídricos, resíduos tóxicos, degradação do solo, do ar, das florestas, transferências de recursos e de tecnologia para países pobres, qualidade de vida dos povos, questões jurídicas, índios, mulheres e jovens.

No ano de 2000, através da Lei nº 9.985/00 o Brasil estabelece o Sistema Nacional de Unidade de Conservação (SNUC), constituído pelo conjunto das unidades de conservação federais, estaduais e municipais, onde a lei que o cria estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação no país (BRASIL, 2000).

Em 2010, a Reunião da Conferência das Partes sobre Diversidade Biológica aprovou Plano Estratégico de Biodiversidade para o período de 2011 a 2020, com 20 proposições chamadas de Metas de Aichi (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2010). Aqui destaco o objetivo estratégico C que diz respeito sobre a melhora da situação da biodiversidade, através da salvaguarda de ecossistemas, espécies e diversidade genética que estabelece três pontos principais: (i) Meta 11- pelo menos 17% de áreas terrestres e de águas continentais e 10% de áreas marinhas e costeiras, (...) terão sido conservados por meio de sistemas de áreas protegidas geridas de maneira efetiva e equitativa, ecologicamente representativas e satisfatoriamente interligadas (...), e integradas em paisagens terrestres e marinhas mais amplas; (ii) Meta 12: a extinção de espécies ameaçadas conhecidas terá sido evitada e sua situação de conservação, em especial daquelas sofrendo um maior declínio, terá sido melhorada e mantida e (iii) a diversidade genética de plantas cultivadas e de animais criados e domesticados e de variedades silvestres, (...) terá sido mantida e estratégias terão sido elaboradas e implementadas para minimizar a erosão genética e proteger sua diversidade genética.

Além disso, dentro da Reunião da Conferência das Partes sobre Diversidade Biológica houve a atualização da Estratégia Global para a Conservação de Plantas criada anteriormente em 2002. Esta atualização trouxe pontos estratégicos e de possíveis execuções, como a disponibilização de uma flora *online* de todas as plantas conhecidas; avaliação do estado de todas as espécies de plantas conhecidas, na medida do possível, para orientar ações de conservação; preservação de no mínimo 15% de cada região ecológica do mundo e zerar o número de espécies ameaçadas pelo comércio internacional – como o mogno e o cedro brasileiros. Das 20 metas, o Brasil conseguiu alcançar apenas uma: Meta 1 - Documentar a

diversidade vegetal, inclusive a forma como é utilizada e distribuída na natureza, em áreas protegidas e em coleções *ex situ*, conhecido como Programa REFLORA.

Em 2015, a Lista das espécies do Brasil foi concluída com a publicação de uma série de artigos sintetizando todos os dados sobre algas, angiospermas, briófitas, fungos, gimnospermas, samambaias e licófitos. Esses dados estão disponibilizados na plataforma floradobrasil.jbrj.gov.br/ que até a presente data são reconhecidas 49.992 espécies para a flora brasileira (nativas, cultivadas e naturalizadas), sendo 4.993 de Algas, 35.552 de Angiospermas, 1.610 de Briófitas, 6.320 de Fungos, 114 de Gimnospermas e 1.403 de Samambaias e Licófitas. Para essas espécies catalogadas 6.046 foram avaliadas em seu *status* de conservação, onde 2.953 estão sobre o *status* de “ameaçadas”.

Humphreys et al. (2019) avaliando banco de dados e coleções em herbários de Angiospermas de todo o mundo, concluíram que cerca de 600 espécies foram extintas nos últimos 250 anos, e que desde 1900 até 2019 foram 3 espécies extintas por ano. Se analisarmos que a botânica e sistemática são ciências que exigem um certo tempo de estudo para identificar, analisar e descrever espécies, podemos concluir que muitas estão sendo extintas antes mesmo de serem descritas e identificadas. No Brasil, estima-se que 1 a 2 - na região Norte e de 21 a 30 - na região sudeste, espécies de plantas são extintas por ano (HUMPREYS et al., 2019).

Um dos maiores desafios para os pesquisadores botânicos é despertar o interesse de terceiros para a conservação das plantas. As iniciativas de conservação de plantas ficam para trás e recebem consideravelmente menos financiamento do que os projetos de conservação de animais (BALDING & WILLIAMS, 2016). Pesquisas e levantamentos experimentais demonstraram maiores recordações e melhor detecção visual de animais em comparação com plantas. Esse viés tem sido atribuído a fatores perceptivos, como a falta de movimento das plantas e fatores culturais, como um maior foco nos animais na educação biológica formal (BALDING & WILLIAMS 2016; LAYCOCK et al., 2011). Alguns pesquisadores deram o nome para a falta de preferência pelas plantas de “cegueira das plantas” (BALDING & WILLIAMS, 2016) – nós as vemos, mas não as enxergamos!

Ainda, a compreensão do risco de extinção de plantas perpassa por lacunas geográficas, taxonômicas e temporais, além de vieses nas informações da biodiversidade (PATON, 2020) em que as avaliações de riscos são baseadas (LUGHADHA et al., 2020). Além disso, existem diversas motivações que impulsionam a seleção de espécies para avaliação, resultando por exemplo a priorização de avaliação de espécies de uso humano, espécies que ocorrem dentro de limites políticos (DAVIS et al., 2019; RAIMONDO, von STADEN & DONALDSON, 2013). A combinação dessas prioridades ao longo do tempo produziu um corpo de evidências

em que lacunas e vieses confundem as tentativas de caracterizar o risco de extinção global para grandes grupos (LUGHADA et al., 2020) (Figura 2).

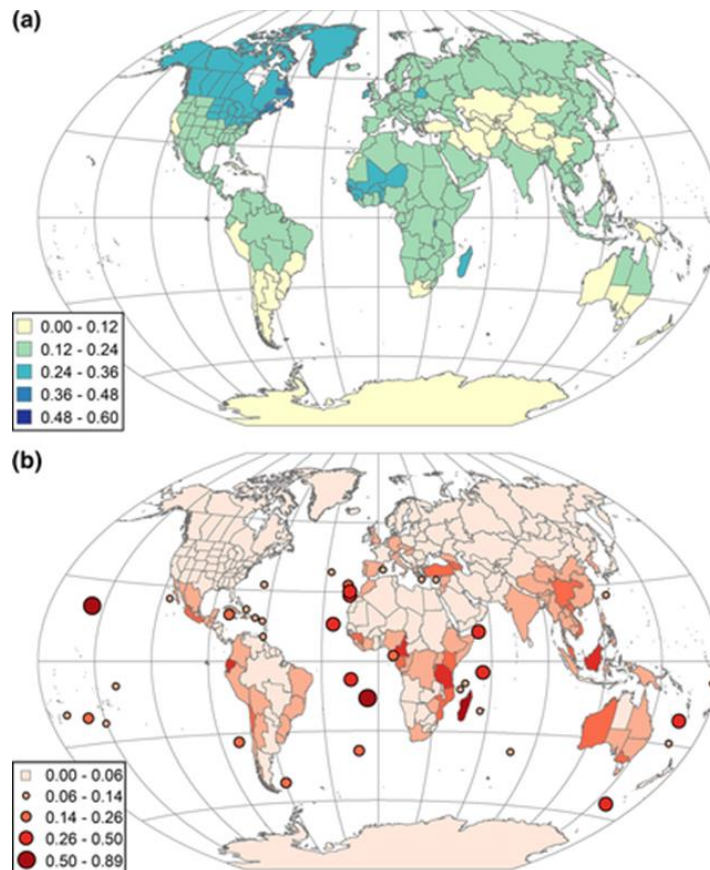


Figura 2. Proporção de avaliações e espécies ameaçadas da Lista Vermelha. Cada país botânico (WGSRPD nível 3; Brummitt, 2001) colorido por (a) a proporção de espécies de plantas cobertas por uma avaliação global na Lista Vermelha e (b) a proporção de espécies de plantas avaliadas classificadas como ameaçadas. Embora algumas áreas apresentem baixa cobertura de avaliações, se destacam por apresentar uma proporção relativamente alta de espécies ameaçadas, como sul da América do Sul, África do Sul, Índia e sul da Austrália, e devem ser consideradas de alto interesse para estudos futuros (LUGHADHA et al., 2020)

Edward O. Wilson (um dos criadores da teoria da Biogeografia de Ilhas) em uma nota publicada no jornal *The New York Times* em 2018 disse: “***A história da conservação é uma história de muitas vitórias em uma guerra perdida***”. O pesquisador refere-se dessa maneira para elucidar que a extinção mundial de espécies e ecossistemas naturais não é reversível. Ele faz parte de um grupo de pesquisadores que defende um projeto chamado de *Half-Earth*. Esses

pesquisadores acreditam que a única maneira para enfrentar a crise de extinção é manter o quão possível, metade da terra e metade do mar do planeta tão selvagens e protegidos da intervenção ou atividade humana.

Embora o pensamento de Wilson (2018) acima citado seja de uma dura realidade sobre o andamento da conservação da biodiversidade global, seguimos trabalhando, pesquisando e estudando, em prol de informar e minimizar os impactos deletérios das atividades humanas sobre o meio ambiente.

2.2.1 As Categorias de Conservação da International Union for the Conservation of Nature Programs (IUCN)

Esta seção foi baseada no *site* da *International Union for the Conservation of Nature Programs* (IUCN) (<https://www.iucnredlist.org/>)

A *International Union for the Conservation of Nature Programs* (IUCN) é a responsável pela Lista Vermelha da Biodiversidade, onde avalia o estado de conservação mundial de várias espécies. A Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN é, sem dúvida, uma das ferramentas mais importantes para a conservação da natureza global. Facilita o fluxo de informações sobre a biodiversidade desde o ponto de coleta de dados até as tomadas de decisões políticas, e conduz pesquisas sobre a conservação da biodiversidade. No entanto, essas listas em escala nacional também são necessárias, exigindo a capacitação de profissionais dentro de cada país. A integração de processos da Lista Vermelha global e nacional fornece uma maneira de aumentar drasticamente a cobertura taxonômica e geográfica da Lista Vermelha da IUCN.

Os esforços anteriores para promover as Listas Vermelhas Nacionais concentraram-se principalmente no estabelecimento de um recurso *on-line* para as Listas Vermelhas Regionais e Nacionais (www.nationalredlist.org). O *site* fornece um centro para a coleta de listas vermelhas nacionais e planos de ação de todo o mundo e, atualmente, possui em sua biblioteca *on-line* mais de 140 listas vermelhas nacionais e planos de ação de 33 países. Ele também contém um banco de dados de espécies com mais de 85.000 avaliações nacionais para mais de 60.000 espécies. Isso também provocou análises de lacunas na cobertura global das Listas Vermelhas Nacionais, o que pode ajudar a priorizar o financiamento para o desenvolvimento da Lista Vermelha Nacional.

O objetivo da Lista Vermelha da IUCN é fornecer informações e análises sobre o estado, tendências e ameaças às espécies, a fim de informar e catalisar ações para a conservação da biodiversidade. Para atingir este objetivo, a Lista Vermelha da IUCN visa: (i) Estabelecer uma

linha de base a partir da qual monitorar a mudança no status das espécies; (ii) Fornecer um contexto global para o estabelecimento de prioridades de conservação no nível local; (iii) Monitorar, de forma contínua, o status de uma seleção representativa de espécies (como indicadores de biodiversidade) que cobrem todos os principais ecossistemas do mundo.

Os formuladores das Listas Vermelhas correspondem a um grupo estabelecido com vários especialistas da *Species Survival Commission* (SSC) responsável pela espécie, grupo de espécies ou área geográfica específica. Contudo, a Lista Vermelha da IUCN possui falhas, por exemplo, a falta de padrões taxonômicos suficientemente claros. Padrões taxonômicos são adotados para todas as listagens de novas espécies, e quaisquer revisões de listagens estão de acordo com esses padrões taxonômicos.

Os cinco critérios para avaliação são: (i) população em declínio (passado, presente ou futuro); (ii) uma medida do alcance geográfico (incluindo fragmentação, declínio ou flutuação); (iii) tamanho da população pequena e fragmentação, declínio ou flutuação; (iv) tamanho populacional muito pequeno ou distribuição muito restrita; e (v) análise quantitativa do risco de extinção; para listar uma espécie, apenas uma dessas cinco precisa ser atendida (IUCN 2020), mas tudo deve ser considerado.

Partindo desse pressuposto, têm-se às seguintes categorias:

- A. Menos preocupante (*Least Concern*) – **LC**: nesta categoria se enquadram as espécies abundantes, de ampla distribuição e que não se enquadram nas outras 8 categorias.
- B. Quase ameaçado (*Near Threatened*) – **NT**: se enquadra as espécies que apresentam fortes indícios de ser classificada ou provavelmente será incluída em uma das categorias de ameaça ('Críticamente em Perigo', 'Em Perigo' ou 'Vulnerável') num futuro próximo.
- C. Vulnerável – **VU**: são as espécies onde as melhores evidências disponíveis indicam um risco elevado de extinção, a menos que as circunstâncias que ameaçam a sua sobrevivência e reprodução melhorem. A destruição de habitat é a causa principal das espécies se enquadrarem nessa categoria.
- D. Em Perigo (*Endangered*) – **EN**: Quando as espécies estão sofrer um risco muito elevado de extinção na natureza. Dentre as características populacionais observadas está por exemplo, uma redução observada, estimada, inferida ou suspeitada de $\geq 70\%$ de sua população, ao longo dos últimos 10 anos ou de três gerações, com causas claramente reversíveis e compreendidas.
- E. Críticamente em Perigo – **CR**: Corresponde as espécies presente na natureza que se encontram em maior risco. Por exemplo, aquelas espécies com uma redução de

≥80% da população, que se projeta ou suspeita que deva ocorrer nos próximos 10 anos ou três gerações devido ao declínio da área de ocupação ou extensão de ocorrência.

- F. Extinta na natureza (*Extinct in the Wild*) – **EW**: a espécie para chegar nesta classificação sabe-se que seus indivíduos sobrevivem apenas em cultivo ou numa população naturalizada, claramente fora de sua área de distribuição anterior. Supõe-se que a espécie passou por estudos exaustivos em seus habitats conhecidos e/ou esperados, em momentos apropriados, ao longo de sua distribuição histórica.
- G. Extinto – **EX**: é quando não resta dúvida de que seu último indivíduo morreu. O momento de extinção é geralmente considerado como sendo a morte do último indivíduo da espécie, embora a capacidade de sobrevivência da espécie — devido ao baixo número de indivíduos — possa ter sido perdida antes deste ponto.
- H. Dados Insuficientes (*Data Deficient*) – **DD**: Trata-se de uma categoria cuja as informações adequadas para se classificar a espécie não existem. Um táxon nesta categoria pode ter sua biologia bem estudada e ser bastante conhecida, mas faltam dados sobre sua abundância e distribuição.

2.3 *Evolutionarily Distinct* (ED) como ferramenta na determinação dos critérios de conservação das espécies

A história genealógica de um grupo de indivíduos pode ser representada hipoteticamente pelas relações de ancestralidade e descendência através da filogenia (FAITH 1996); que por sua vez pode refletir as diferenças morfológicas, fisiológicas, ecológicas, comportamentais ou a distribuição geográfica das espécies (WEBB et al., 2002). Há uma tendência de que as inovações ao longo da árvore filogenética reflitam as origens biogeográficas, e essas inovações geralmente são compartilhadas com as espécies da mesma ascendência (WEBB et al., 2002). A filogenia é uma ferramenta valiosa na análise fitogeográfica de um táxon, e o inverso também é verdadeiro, uma vez que os padrões de distribuição presentes e pretéritos podem indicar possíveis relações de parentesco (THORNE 1989). As abordagens filogenéticas não apenas nos permitem corrigir a não independência dos caracteres, dadas as relações evolutivas entre as espécies, mas também fornecem informações sobre as histórias evolutivas das espécies (DAVIS et al., 2011). Entretanto, alguns autores afirmam que ponderar ações de conservação de acordo com a confiança que colocamos na composição de clados em uma filogenia (por exemplo,

valores de bootstrap) seria inútil, mas é útil conhecer o efeito que a incerteza filogenética tem sobre a priorização (MORELLI & MOLLER, 2018).

A relação evolutiva (ou filogenia) também tem sido sugerida como um fator importante a ser considerado na definição de prioridades para a conservação em nível de espécie (KNAPP 2011; MACE, GITTLEMAN, PURVIS 2003). Foi desenvolvido um índice que combina a diversidade filogenética (ED) e as categorias da Lista Vermelha da IUCN, que define prioridades em nível de espécie para a conservação (ISAAC et al., 2007); isso mostrou que as espécies com baixos escores de DE também são aquelas com menos risco de extinção (conforme medido pela categoria da IUCN) (KNAPP 2011).

A *Evolutionarily Distinct* (ED) compreende a quantidade de mudança evolutiva não redundante associada a um determinado táxon. Taxa com menos parentes próximos e em ramos mais longos de uma filogenia são classificados como sendo mais evolutivamente distintos (TUCKER et al., 2016). Assim, é possível supor que espécies com altos escores de ED (espécies evolutivamente isoladas) sejam espécies potencialmente mais distintas geneticamente do que espécies moderadas ou de baixa classificação, e menos redundância na informação genética que contêm (REDDING et al., 2010). Portanto, a perda de espécies evolutivamente isoladas constitui um grande risco em termos de perda evolutiva potencial.

Davis et al. (2011) ao estudarem a flora do Cabo na África descobriram que as espécies ameaçadas geralmente representam táxons recentemente diversificados, com isso espera-se que, ao longo do tempo, as espécies jovens expandam suas distribuições geográficas à medida que se estabelecem e, como consequência, diminuem a vulnerabilidade percebida. Se esse fosse o caso, as classificações da Lista Vermelha da IUCN podem ser enganosas, listando erroneamente espécies com distribuições pequenas, mas potencialmente em expansão. Contudo, comparando Listas Vermelhas consecutivas da flora sul-africana, eles descobriram que os táxons mais ameaçados estão marchando para a extinção no ritmo mais rápido de ameaça em relação àquelas que permanecem inalteradas ou decrescentes. As espécies identificadas como mais vulneráveis pela Lista Vermelha da IUCN parecem firmemente comprometidas com a extinção. No entanto, se o objetivo for maximizar a preservação da árvore da vida, as plantas e os animais podem ser melhor atendidos por diferentes critérios de avaliação ao decidir sobre as prioridades de conservação. Por exemplo, para as plantas, investir em espécies atualmente menos ameaçadas, mas ainda vulneráveis, em clados mais evolutivos distintos pode ser a estratégia de conservação mais sensata, enquanto para os vertebrados a Lista Vermelha da IUCN pode fornecer um índice mais direto para a tomada de decisões em conservação (Davis

et al. 2011).

3. CONCLUSÃO

Para alguns pesquisadores como Chapin III et al. (2000), estamos no meio de um dos maiores experimentos da história da Terra, pois os efeitos humanos sobre o clima, no uso da terra e na mobilidade dos organismos modificaram a diversidade local e global do planeta, com consequências importantes para o ecossistema e para a sociedade. Assim o monitoramento das espécies ao longo do tempo é capaz de nos informar como e para onde estamos caminhando. Através desta tese conseguimos obter respostas de como as florestas sazonais têm se comportado frente as mudanças ambientais e climáticas, além de como cada espécie monitorada se encontra diante de parâmetros como produtividade e frequência, sendo uma ferramenta útil para utilização dessas espécies em projetos de restauração e conservação de áreas. Por fim, considero essa tese como um resumo do trabalho de vários pesquisadores ao longo de 33 anos de monitoramento, além de ajudar a fomentar novas perguntas para os futuros trabalhos do laboratório de fitogeografia e ecologia evolutiva do Departamento de Ciências Florestais da UFLA.

4. REFERÊNCIAS

ALLEN C.D. et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**. V. 259, p.660–684. 2010.

BALDING, M.; WILLIAMS, K. J. H. Plant blindness and the implications for plant conservation. **Conservation Biology** v. 30, p.1192–1199. 2016.

BAKKER, J. P.; OLFF, H.; WILLEMS, J. H. ZOBEL, M. Why do we need permanente plots in the study of long-term vegetation dynamics? **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 7, p. 147-155, May 1996.

BOWMAN, D et al. The relative importance of intrinsic and extrinsic factors in the decline of obligate seeder forests. **Global Ecology and Biogeography**. v. 25, p. 1166–1172. 2016.

BRASIL. Decreto Federal N°23.793/24, de 23 de janeiro de 1934. Institui o código florestal brasileiro.

BRASIL. Lei Federal N°4.771/65, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo código florestal brasileiro.

BRASIL. Lei Federal N° 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências.

CARDOSO, E.; SCHIAVINI, I. Relação entre distribuição de espécies arbóreas e topografia em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, p. 277-289. 2002.

Chapin III, F. et al., Consequences of changing biodiversity. **Nature**. V. 405, p. 234–242. 2000.

CNCFLORA. Disponível em <http://cncflora.jbrj.gov.br>. Acesso em 18 de novembro de 2020.

CONDIT, R. Research in large, long-term tropical forest plots. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 18-22, 1995.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. Nagoya Protocol on Access to Genetic Resources and the Fair and Equitable Sharing of Benefits. Protocols, etc., 2010 Oct. 29. II. **Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity** (2010: Nagoya, Japan). III. United Nations. K3488 .A48. 2011.

DAVIS J.T. et al. Extinction Risk and Diversification Are Linked in a Plant Biodiversity Hotspot. **Plos Biology**. V.9, p.e1000620. 2011.

D'AGOSTINI et al. Ciclo econômico do pau-brasil - *Caesalpinia echinata* lam., 1785. **Páginas do Inst. Biol. São Paulo**. v.9, p.15-30. 2013.

ESPÍRITO-SANTO, F. et al. Variáveis ambientais ea distribuição de espécies arbóreas em um

remanescente de floresta estacional semidecídua montana no campus da Universidade Federal de Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, v. 16, p. 331-356. 2002.

FAITH, D.P. Conservation priorities and phylogenetic pattern. **Conservation Biology**. V.10, p.1286-1289. 1996.

FEELEY, K.J et al. Decelerating growth in tropical forest trees. **Ecology Letters**. V.10, p. 461–469. 2007.

FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985–1991). **Journal of tropical ecology**, v. 11, n. 01, p. 67-83, 1995.

FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ M, et al. Atmospheric deposition, CO₂, and change in the land carbon sink. **Scientific Reports**. V.7, p. 9632. 2017.

FLORA DO BRASIL 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> . Acesso em: 09 jul. 2021.

FORREST, J.R. Plant–pollinator interactions and phenological change: What can we learn about climate impacts from experiments and observations? **Oikos** v. 124, p. 4–13. 2015.

FRIEDLINGSTEIN, P. et al. Global carbon budget 2019. **Earth System Science**. V. 11, p. 1783–1838. 2019.

GARDINER, B.; BERRY, P.; MOULIA, B. Review: Wind impacts on plant growth, mechanics and damage. **Plant Sci**. v. 245, p. 94–118. 2016.

GAYLORD, M.L et al., Drought predisposes piñon-juniper woodlands to insect attacks and mortality. **New Phytologist**. 198, 567–578. 2013.

GEDALOF, Z. BERG, A. Tree ring evidence for limited direct CO₂ fertilization of forests over the 20th century. **Global Biogeochemical Cycles** v. 24, GB3027.2010.

GROSSIORD, C. et al. Plant responses to rising vapor pressure deficit. **New Phytologist**, v.226, p. 1550–1566. 2020.

HATFIELD JL, PRUEGER JH. Temperature extremes: effect on plant growth and development. **Weather and Climate Extremes**, v.10, p. 4–10. 2015.

HIGUCHI, P. et al. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecology**, v. 199, p. 125-135.2008a.

HIGUCHI, P. et al. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecology**, v. 199, p. 125-135. 2008b.

HUBAU W. et al. Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. **Nature**, v.579, p.80– 87. 2020.

HUMPHREYS, A.M. et al. Global dataset shows geography and life form predict modern plant extinction and rediscovery. **Nature Ecology and Evolution** v. 3, p.1043–1047. 2019.

HURTT, G.C et al., Harmonization of land-use scenarios for the period 1500–2100: 600 years of global gridded annual land-use transitions, wood harvest, and resulting secondary lands. **Climate Change** v.109, p.117–161. 2011.

ISAAC N. J. B, TURVEY S. T, COLLEN B, WATERMAN C, BAILLIE J. E. M. Mammals on the EDGE: conservation priorities based on threat and phylogeny. **PLoS ONE**. V.3, p.e296. 2007.

IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1. <<https://www.iucnredlist.org>>

JOHNSTONE, J.F. et al. Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. **Front. Ecol. Environ.** V. 14, p.369–378. 2016.

KEENAN, T.F.; RILEY, W.J. Greening of the land surface in the world's cold regions consistent with recent warming. **Nature Climate Change** v.8, p. 825–828. 2018.

KNAPP S. Rarity, Species Richness, and the Threat of Extinction—Are Plants the Same as

Animals? **PLoS Biology**. V.9, p. e1001067. 2011.

LADÉAU, S.L.; CLARK, J.S. Rising CO levels and the fecundity of forest trees. **Science** v. 292, p. 95–98. 2001.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas – possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Rossdorf: TZ-Verl.-Ges., 1990. 343 p.

LAYCOCK H.F. et al. Evaluating the effectiveness and efficiency of biodiversity conservation spending. **Ecological Economics** v.70, p.1789–1796. 2011.

LAWRENCE MG. The relationship between relative humidity and the dewpoint temperature in moist air: a simple conversion and applications. **Bulletin of the American Meteorological Society**. V.86, p. 225– 234. 2005.

LIEBERMAN, D. et al. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 73, p. 915-924, Nov. 1985.

LUGHADHA, N. et al. Extinction risk and threats to plants and fungi. **Plants, People, Planet**. V.2, p. 389– 408. 2020.

LUNDHOLM, J. T. Plant species diversity and environmental heterogeneity: spatial scale and competing hypotheses. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta v. 20, p. 377-391, 2009.

MACE G. M, GITTLEMAN J. L, PURVIS A. Preserving the tree of life. **Science**. V. 300, p.1707–1709. 2003.

MACEDO, T.M. et al. Pau-Brasil: Como conservar sem conhecer? **Diversidade e Gestão**. V. 2 189-197. 2018.

MAIA V.A et al. The carbon sink of tropical seasonal forests in southeastern Brazil can be under threat. **Science Advances**. V. 6, eabd4548. 2020

MCDOWELL NG et al. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. **New Phytologist** v.219, p. 851– 869. 2018

MCDOWELL NG. et al. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. **Science** 368: eaaz9463. 2020.

MOHAN, J.E; CLARK, J, S. SCHLESINGE, W.H. Long-term CO enrichment of a forest ecosystem: Implications for forest regeneration and succession. **Ecological Applications** v. 17, p.1198–1212. 2007.

MORELLI, F., MØLLER, A.P. Pattern of evolutionarily distinct species among four classes of animals and their conservation status: a comparison using evolutionary distinctiveness scores. **Biodiversity and Conservation**. V.27, p. 381–394. 2018).

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest1. **Biotropica**, Washington, v. 32, p. 786-792, 2000

NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 1, p. 105-119, jan. 2001.

OLIVEIRA FILHO, A. T. et al. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 1, p. 149-161, 2007.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; MELLO, J.; SCOLFORO, J. R. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology**, v. 131, n. 1, p.45-66. 1997.

PARK W, et al. Temperature as a potent driver of regional forest drought stress and tree mortality. **Nature Climate Change** v.3, p.292–297. 2013.

PATON, A. et al. Plant and fungal collections: Current status, future perspectives. **Plants**,

People, Planet. V.2, p. 499– 514. 2020.

PEÑUELAS, J.; CANADELL, J.G.; OGAYA, R. Increased water-use efficiency during the 20th century did not translate into enhanced tree growth. **Global Ecology and Biogeographic** v. 20, 597–608. 2011.

PEÑUELAS, J. et al. Shifting from a fertilization dominated to a warming-dominated period. **Nature Ecology and. Evolution** 1, 1438–1445. 2017.

PERRY, N & SHANKAR, S. 'The state-contingent approach to the Noah's Ark problem', *Ecological Economics*, v. 134, p. 65-72. 2017.

PRETZSCH, H. et al. Wood density reduced while wood volume growth accelerated in Central European forests since 1870. **Forest Ecology and Management** v.429, p.589–616. 2018.

PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, v. 263, n. 5149, p. 954-958, 1994.

PRIMACK RB, RODRIGUES E. *Biologia da conservação*. Londrina: Editora Rodrigues; 328p. 2001.

PUGH, T.A.M. et al. Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. **Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.** v.116, p.4382–4387. 2019.

PURESWARAN, D.S, JOHNS, R.; HEARD, S.B; QUIRING, D. Paradigms in eastern spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) population ecology: a century of debate. **Environment Entomology**. V. 45, p.1333–1342. 2016.

RAIMONDO, D. C.; VON STADEN, L.; DONALDSON, J. S. Lessons from the conservation assessment of the South African megafloora. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v.99, p. 221– 230, 2013.

REDDING D.W; DEWOLFF C.V; MOOERS A.Ø. Evolutionary distinctiveness, threat status, and ecological oddity in primates. **Conservation Biology**. v.24, p.1052–1058. 2010.

REES, M. et al. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science**, v. 293, n. 5530, p. 650-655, 2001.

REICHSTEIN, M. et al. Climate extremes and the carbon cycle. **Nature** 500, 287–295. 2013.

RODRIGUES, L. et al. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual Luminárias, MG. **Revista Árvore**, v. 31, n. 1, p. 25-35. 2007.

SENTINELLA, A.T et al. Tropical plants do not have narrower temperature tolerances, but are more at risk from warming because they are close to their upper thermal limits. **Global Ecology and Biogeography**. doi.org/10.1111/geb.13117. 2020.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 06, p. 865-882, 2000.

SILVA, A. C. et al. Florística e estrutura da comunidade arbórea em fragmentos de floresta aluvial em São Sebastião da Bela Vista, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 2, p. 283-297. 2009.

SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; VAN DEN BERG, E. Effects of soil water table regime on tree community species richness and structure of alluvial forest fragments in Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 465-471, 2010.

STOVALL, A.E.L et al. Tree height explains mortality risk during an intense drought. **Nature Commun.** V. 10, p.4385. 2019.

STRAYER, D. et al. Long-term ecological studies: an illustrated account of their design, operation, and importance to ecology. **Occasional Publication of the Institute of Ecosystem Studies**, New York Botanical Garden, 2. 1986.

TEPLEY, A.J. et al. Vulnerability to forest loss through altered postfire recovery dynamics in

a warming climate in the Klamath Mountains. **Global Change Biology** 23, 4117–4132.2017.

THORNE. R.F. Phylogeny and Phytogeography. **Symposium Proceedings: Plant Conservation: A Biogeographical Perspective**. V.91, p.10-24. 1989

TRENBERTH, K.E et al., Global warming and changes in drought. **Nature Climate Change** v. 4, p.17–22. 2014.

TUCKER C.M. et al. A guide to phylogenetic metrics for conservation, community ecology and macroecology. **Biological Reviews**. V.92, p.698–715. 2016.

TÚNDISI, J. G. **Pesquisas Ecológicas de Longa Duração: uma Abordagem Essencial ao Estudo de Ecossistemas e seus Processos**. In: In: Marcelo Tabarelli; Carlos Frederico Duarte da Rocha; Helena Piccoli Romanowski; Odete Rocha; Luiz Drude de Lacerda (Editores). (Org.). PELD-CNPq Dez Anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração no Brasil: achados, lições e perspectivas. 1aed.Recife: Editora Universitária UFPE, v. 1, p. 15-29. 2013.

TURNER, M.G. et al. Short-interval severe fire erodes the resilience of subalpine lodgepole pine forests. **Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.** 116, 11319–11328. 2019.

URIARTE, M.; CANHAM, C.D.; THOMPSON, J.; ZIMMERMAN, J.K. A neighborhood analysis of tree growth and survival in a hurricane-driven tropical forest. **Ecological Monographs** v. 74, p.591–614. 2004.

VILÉN, T et al., Reconstructed forest age structure in Europe 1950–2010. **Forest Ecology and Management**. 286, 203–218. 2012.

WEBB, C.O.; ACKERLY, D.D.; MCPEEK, M.A.; DONOGHUE, M.J. Phylogenies and Community Ecology. **Annual Review Ecology Systematics**. V.3, p. 475–505. 2002.

WEITZMAN M.L. The Noah's Ark Problem. **Econometrica**. V. 6, p.1279-1298. 1998.

WILSON, E. O. The 8 Million Species We Don't Know. Opinion, The New York Times. 2018. Disponível em: <https://www.nytimes.com/2018/03/03/opinion/sunday/species-conservation->

[extinction.html](#). Acesso em 22 de setembro de 2019.

YU, K. et al., Pervasive decreases in living vegetation carbon turnover time across forest climate zones. **Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.** v. 116, p. 24662–24667.2019.

YUAN, W. et al. Increased atmospheric vapor pressure deficit reduces global vegetation growth. **Science Advances.** 5, eaax1396. 2019.

SEGUNDA PARTE – ARTIGOS

Artigo 1 – Seasonal forest species composition flux in response to climate variations

Submetido a Revista Global Ecology and Biogeography

ABSTRACT

Aim: While it is known that the wet tropical forests of South America have been affected by climate change, long-term ecological trends in seasonal forests are still poorly studied. Here, we assess the long-term ecological trends of Brazilian seasonal forests.

Location: Seasonal Forests of Southeast Brazil

Time period: Our study covers areas with 33 years of monitoring to date.

Major taxa studies: Woody angiosperms.

Methods: Across 35 hectares of evergreen, semideciduous and deciduous forests, we modelled occurrences of 746 species with environmental and climatic variables. The analyzes were conducted at both population and site levels. We tested through GLMM and LMM: Site-level counts of locally extinct and locally recruited species; Site-level extinct/recruited ratio and population climatic niches, wood density and tree size and Population-level site extinction risk and net productivity

Results: We found significant differences between locally recruited species and locally extinct species. In semideciduous forests and wetter sites, more species were recruited than lost. Climate was the main responsible for productivity reductions, especially among larger trees. Deciduous forests were the most vulnerable for being at their ecological thresholds.

Main conclusions: For encompassing a broad timescale, our study provides a detailed view of species responses and ecosystem function in seasonal forests.

Keywords: climate change; climatic niche; environmental drivers; forest dynamics; locally extinct; long-term monitoring; productivity; seasonal tropical forests.

1. INTRODUCTION

Tropical forests harbour the highest portions of global biodiversity, endemism, terrestrial carbon stocks and carbon flux (Pan et al. 2011; Esquivel-Muelbert et al. 2019). However, current changes in the global climate have been profoundly altering tropical forest ecosystem processes, dynamics, diversity and productivity (Esquivel-Muelbert et al. 2018; McDowell et al. 2018; Janssen et al. 2020; Sentinella et al. 2020; Sullivan et al. 2020). In this context, the naturally drought-exposed seasonal forests, on the climatic threshold to sustain forest vegetation, could be the most affected by climate change (Allen et al. 2017; McDowell et al. 2018). Therefore, assessing the long-term responses of seasonal forest species and populations is crucial to understand these systems and predict their responses to climate change.

Changes in the amount and distribution of rainfall, coupled with rising temperatures and rising atmospheric CO₂, have contributed to reducing above-ground biomass in tropical forests, mostly through increases in tree mortality (Allen et al. 2017; McDowell et al. 2018; Hubau et al. 2020). The higher temperatures provoked by high atmospheric CO₂ increase plant respiration rates and transpiration, leading to carbon deficits and water loss (McDowell et al. 2018; Hubau et al. 2020). Shifts in rainfall distribution may add up to the stress already endured by trees facing water scarcity or high seasonality (McDowell et al. 2018; Maia et al. 2020). Water deficit may lead to hydraulic failure through drought-induced cavitation and embolism, or its effects may be reflected in carbon deficits that limit metabolic activity (McDowell et al. 2018). These effects and responses occur at individual and population levels and their consequences on ecosystem dynamics may vary according to the species pool.

Species responses to climate change may differ based on their tolerances to environmental change (Esquivel-Muelbert et al. 2019; Doudová & Douda 2020). As a consequence, forests have become more sensitive and closer to their survival thresholds under climate change (Allen et al. 2017; Phillips 2019; Sentinella et al. 2020). In this scenario, the demographic balance between mortality and recruitment significantly differs across species, leading to changes in taxonomic and functional composition based on species' niche preferences changes across the community (Esquivel-Muelbert et al. 2018; Pinho et al. 2019; Doudová & Douda 2020).

Although many studies have found that wet tropical forests are increasingly vulnerable to climate change (Esquivel-Muelbert et al. 2018; Esquivel-Muelbert et al. 2019; Hubau et al. 2020; Sullivan et al. 2020), it remains uncertain how seasonal tropical forests might respond to them, given the low precipitation and high temperature in their occurrence areas. Recent evidence suggests that seasonal tropical forests might be vulnerable to ongoing and future

changes in drought intensity, frequency and length (Allen et al. 2017; Castanho et al. 2020; Maia et al. 2020). To better understand the responses of these forests and species to climate change, studies encompassing larger timescales are needed to identify the effects of slow-changing variables on forest dynamics. However, data of this nature are difficult to obtain for requiring intergenerational efforts for field data collection. This limitation has left a knowledge gap on the long-term ecological trends of several regions in the world. In tropical South America, this is especially true for extra-Amazonian seasonal tropical forests.

Here, we use long-term monitoring data of 32 forest sites in southeast Brazil, aiming to identify the temporal trends, environmental effects and intrinsic traits of 746 tree species. Our data encompass broad climatic space and three forest types: deciduous, semideciduous and evergreen. This dataset allowed us to investigate micro- (soil and species attributes) and macro-environmental (climate) effects over time. We expect seasonal forests to be sensitive to and shaped by climate change. We were able to assess this hypothesis by closely monitoring all tree species populations in the dataset with a forest dynamics approach. To this end, our study sought to identify: (i) whether there are differences in the number of locally recruited and locally extinct species and how these differences vary through time; (ii) which (if any) environmental variables influence the number of locally recruited and locally extinct species; (iii) whether local recruitment or local extinction trends are influenced by the species' climatic niches, tree size and wood density (i.e., intrinsic traits); and (iv) which environmental variables and species traits influence species productivity and increase local extinction risk.

2. METHODS

Study sites

This study was conducted in 32 permanently monitored forest sites located in southeast Brazil (Figure 1). The largest distances between sites are of 900 km (latitude) and 177 km (longitude). Altitudes vary between 447 and 1490 meters above sea level, whereas mean annual precipitation (MAP) varies between 763 and 1831 mm, and mean annual temperature (MAT) between 17.1 and 25.4 °C. The data include three forest types distinguished by deciduousness and climate (details in Table S1): (i) five evergreen forest sites, with little to insignificant deciduousness and under the coldest and wettest climate in the dataset (measured between 1995-2019); (ii) sixteen semideciduous forest sites, with 20-50% of canopy deciduousness during the dry season and under an intermediate climate in the dataset (measured between 1987-2019); (iii) and eleven deciduous forest sites, with more than 50% of canopy deciduousness

during the dry season and under the driest and hottest climate of our dataset (measured between 2002-2020). All sites are closed-canopy and mixed-age forests with similar conservation statuses, with no indication of wood extraction or fire occurrence.

Vegetation data

Vegetation data were locally collected from 400 m² plots (for most sites) distributed in each site attempting to capture local heterogeneity reliably (total sampled area of 34 hectares). The trees in each site were measured at least twice, using an inclusion criterion equal to or higher than 5 cm of quadratic mean diameter at the reference height (1.30 m; DBH). All individuals that met the inclusion criterion were tagged and their point of measurement (POM) recorded. We used the POM as a reference for the subsequent measurements. When the POM of a given stem needed to change between measurements, we estimated stem diameter growth from the ratio between the current and previous POMs (Talbot et al. 2014). The trees were identified by specialists in the field or by consulting herbaria. Species names followed APG IV (Angiosperm Phylogeny Group, 2016) and were standardised based on The Plant List (<http://www.theplantlist.org/>, 2020).

To standardise the measure of population size, we scaled the number of individuals of each population recorded in the first census to hectare. We considered as *locally extinct species* the populations recorded in the first census but absent in the last census of a given site. We considered as *locally recruited species* the populations absent in the first census but recorded in the sample during the monitoring period.

To obtain wood density (WD, g cm⁻³) values, the species were matched to the global wood density database (Zanne et al, 2009). To maximize the matches, we standardized both datasets using The Plant List (<http://www.theplantlist.org/>, 2020) and the R package Taxonstand (Cayuela et al. 2019). When not available at the species level, we used the mean wood density values of the corresponding genus or family.

The above-ground woody biomass of each tree was obtained through the modified pantropical allometric equation of Chave et al. (2014) through the *BIOMASS* R package (Réjou-Méchain, Tanguy, Piponiot, Chave, & Hérault, 2017). This equation was used because tree height was absent from our data. We calculated the total above-ground woody biomass of each population in each census and scaled it to hectare (AGWB). We calculated the net productivity (Δ AGWB, Mg ha⁻¹ yr⁻¹) of each population in each site as the population's AGWB at the end of the interval minus the population's AGWB at the start of the interval. We divided the net productivity values by the monitoring length and corrected net productivity values using the

equation CIC_1 proposed by Talbot et al. (2014). To characterize the average tree size of a given population, we calculated the average DBH attained by its individuals at the start of the interval (i.e., by summing and dividing all individuals' DBHs by the number of individuals recorded in the first census).

Climate data

From the Climatic Research Unit (CRU TS version 4.04; released 24 April 2020; <https://crudata.uea.ac.uk/cru/data/hrg>) (Harris et al. 2020) we obtained: monthly mean temperature (°C), monthly average daily maximum temperature (°C), monthly precipitation (mm) and daily potential evapotranspiration (PETd, mm) with a 0.5° resolution. To downscale precipitation and temperature data from CRU to 1 km² resolution, we used WorldClim data with at 1 km² resolution (Fick and Hijmans 2017; Peng et al. 2019). After downscaling the climate data, we calculated the average values of mean annual temperature (MAT), maximum temperature (Max temp) and mean annual precipitation (MAP) over the full years within each monitoring interval. We also calculated the maximum annual climatological water deficit (CWD) by summing the differences between monthly downscaled precipitation (Pm) and monthly potential evapotranspiration (PET, not downscaled) (PET - Pm) only when evapotranspiration exceeded precipitation (water deficit). We dropped CWD and Max temp from further analyses because Max temp is strongly correlated with MAT ($r = 0.99$) and CWD is strongly correlated with MAP ($r = -0.99$).

We estimated the trend of each climate variable within each site by regressing the annual values of the climate variable as a function of time (i.e., the years of the monitoring period). Thus, we used the estimated regression slope as a proxy for the climatic trends of each site, representing the direction (positive or negative) and magnitude of changes. We dropped the Max temp slope because it correlates with the MAT slope. But we kept the CWD slope because its correlation with MAT and MAP slopes was weak.

We calculated the climatic niche of each species as the mean of the climate variables (MAT, CWD, MAP) recorded in the sites where the species occurred, weighted by their average DBH. We dropped CWD from the niche estimations because of its strong correlation (> 90%) with and similar interpretation to MAP.

Soil data

In the first census of each site, composite soil surface samples (20 cm of depth) were collected in each plot. Following the protocol by the *Empresa Brasileira de Pesquisa*

Agropecuária (EMBRAPA, 1997) the following soil attributes were obtained: pH in water (pH), phosphorus (mg/cm^3) (P), potassium (mg/cm^3) (K), calcium (cmol/dm^3) (Ca), magnesium (cmol/dm^3) (Mg), aluminium (cmol/dm^3) (Al), soil organic matter (dag/kg) (SOM) and clay percentage (dag/kg) (clay %). We calculated the average value of each soil variable for each site.

Data analysis

The analyses were conducted at both population and site levels. To characterize the species' intrinsic traits (niche, size and wood density), for each of them we calculated site-level DBH-weighted averages of the following variables: temperature niche (using mean annual temperature), precipitation niche (using mean annual precipitation) and wood density. Note that we did not weigh population average DBH to avoid redundancies. For surviving and locally extinct species, we used the sum of DBHs at the start of the interval, whereas for locally recruited species, we used the sum of DBHs at the end of the interval.

At the site level, the explanatory variables were: site-level climate, climate trends, soil, site area and forest type. The response variables for the site-level analyses were: number of locally recruited and locally extinct populations, ratio between the number of locally extinct and locally recruited populations, differences in temperature niche, precipitation niche, tree size and wood density between extinct and recruited populations.

At the population level, the explanatory variables were: temperature niche, precipitation niche, wood density, tree size (average DBH) and population size (N, number of trees *per* hectare). The response variables for the population-level analyses were: population net productivity and local extinction risk. The latter variable was binary, with 0 attributed to surviving species and 1 attributed to locally extinct species. We did not include the recruited species in population-level analyses because tree size (average DBH) and population size in the first census (when they were absent) were simply inexistent.

All analyses were carried out in the R environment version 4.0.2 (R Core Team 2020) and the graphics were obtained with the packages *ggplot2*, *corrplot*, *cowplot*, *gridExtra*, *jtools* and *interactions* (Wickham, 2016; Auguie 2017; Wei and Simko 2017; Long, 2019b, 2019a; Wilke 2019).

Site-level counts of locally extinct and locally recruited species

First, we tested if the number of locally extinct species differed from the number of locally recruited species in each site. For this, we regressed the species counts as a function of

a factor (status), indicating if the count referred to the count of extinct or recruited species in that given site. The factor was placed in interaction with forest type, which allowed us to test if differences in recruited vs. extinct species varied among the forest types. Here, we used the estimated marginal means from the *emmeans* R package (Lenth 2020) to perform pairwise comparisons between groups.

$$\text{count of species} \sim \text{status} * \text{forest type} \text{(eq 1)}$$

Equation 1 describes the global model for the number of species in the R notation. Interaction + individual effects are represented by “*”.

Because observations are nested within sites (i.e., two observations *per* site: one for the count of locally extinct and one for the count of locally recruited species), we used a generalized linear mixed-effects model (GLMM) with Poisson family distribution to account for the random effects of site.

As the second step, we estimated the effects of climate, climate trends, soil, and site area in the number (count) of locally extinct and locally recruited species, separately.

$$\text{count of species} \sim \text{site area} + P + SB + SOM + Clay + MAP + MAT + CWD \text{ trend} + MAP \text{ trend} + MAT \text{ trend} \text{(eq 2)}$$

Equation 2 describes the global model for the number of species in the R notation. “Count of species” refers to the count of locally extinct and the count of locally recruited species.

Because the models of equations 1 and 2 presented overdispersion, we included an observation-level random effect to control the unmodelled dispersion (Harrison 2014). In addition, we included the logarithm (log) of the monitoring period multiplied by sampled area as an offset in the models of equation 1 and 2, since the spatial and temporal sampling efforts (exposure) differed between sites. Before building the global model of equation 2, we excluded collinear soil variables (Figure S1) that had similar interpretations, however, the remaining collinearity was controlled in the model selection.

Site-level extinct/recruited ratio and population climatic niches, wood density and tree size

Here, we tested the effects of climate trends and climate in the extinct/recruited species ratio (the number of locally extinct species divided by the number of locally recruited species) and differences in climatic niches, wood density and average tree size (i) between the locally extinct and the locally recruited species, (ii) between the locally extinct and the surviving

species and (iii) between locally recruited and the surviving species (the former minus the latter in all cases). Note that the differences in average tree size were only calculated between locally extinct and surviving species because recently recruited individuals are expected to be too young (and likely small) to have their sizes compared to older individuals.

$$\text{ratio, } \Delta \text{ traits} \sim \text{MAP} + \text{MAT} + \text{CWD trend} + \text{MAP trend} + \text{MAT trend} \text{ (eq 3)}$$

Equation 3 describes the global model of the extinct/recruited species ratio and differences in traits (Δ traits), whereby Δ traits encompass the differences in temperature niche, precipitation niche, wood density and tree size.

At this step, we used linear models (Gaussian family) because the response variables are continuous. We weighted the observations by the sampling effort using the following empirical weights: monitoring time^{1/3} + sampled area^{1/4} – 1 (Hubau et al. 2020).

Population-level local extinction risk and net productivity

At the population level, we tested the effects of temperature niche, precipitation niche, wood density, tree size (average DBH) and population size (N, number of trees *per* hectare) on net productivity and local extinction risk (0: surviving species; 1: extinct species). We ran the analysis separately for each forest type to independently test the effects of the explanatory variables in each of them.

$$\text{local extinction risk, net productivity} \sim (\text{niche MAP} + \text{niche MAT} + \text{WD} + \text{DBH}) * \text{N trees} \text{ (eq 4)}$$

Equation 4 describes the global model at the population level in the R notation. Additive and interaction + individual effects are represented, respectively, by “+” and “*”.

We ran the net productivity (continuous variable) models using linear mixed-effects models (LMM) (Gaussian family) accounting for the random effects of site, family, genus and species. We also included the same weights as used in equation 3.

We used GLMM with binomial family with complementary log-log (clog-log) link function to model the risk of local extinction. Binomial models with clog-log link function are a common choice for modelling hazards. Because sites differ in exposure, here we used the same offset as used in the Poisson models. We also included the random effects of site, family, genus and species.

Model assumptions and model selection

In the Poisson and binomial models, we tested for overdispersion using a simulation-based approach implemented in the R package *DHARMA* (Hartig 2020). In the Gaussian model, we confirmed normality and variance homogeneity by inspecting the residuals. We used the Morans' I test implemented in *DHARMA* to check for spatial autocorrelation in the models' residuals. In all models, we used log-transformed site area and population size to reduce leverage.

We used the Akaike Information Criterion of second order (AICc) for model selection (Burnham, Anderson, & Huyvaert, 2011). From the global model of each response variable, the best models ($\Delta\text{AICc} \leq 4$) were obtained (Burnham et al. 2011). To avoid collinearity issues, the selected models were constrained to only contain explanatory variables with $r \geq |0.6|$ (Dormann et al., 2013), ensuring low variance inflation factor values ($\text{VIF} \leq 4$). We also constrained the models to have, respectively, at least 10 and 15 observations *per* predictor variable for site-level and population-level analyses. In addition, the offsets were fixed in all possible models derived from the global model. We used a multimodel inference approach by averaging the coefficients of the selected models and using as final results the conditional averaged coefficients (Burnham et al., 2011). To avoid bias in the sum of Akaike weights, we did not consider the relative importance of predictor variables, since they were not contained in the same number of models due to collinearity (Burnham et al., 2011).

We used the *lme4* package (Bates et al., 2015) to fit the (G)LMM and the *lmerTest* package to calculate the denominator degrees of freedom (Kuznetsova, Brockhoff, & Christensen, 2017). For model selection, model averaging and obtention of the marginal R^2 (variance explained by the fixed effects) and conditional R^2 (R^2 marginal + variance explained by the random effects) (Nakagawa & Schielzeth, 2013), we used the *MuMIn* package (Bartón, 2018).

3. RESULTS

Site-level counts of locally extinct and locally recruited species

Among the three forest types, only semideciduous forests showed statistically significant differences between the number of locally extinct and locally recruited species (Table 1), recruiting more than losing species during the period observed.

Regarding the influence of environmental variables, only precipitation showed a significant effect on the count of locally extinct and recruited species. Wetter areas (those that

received higher precipitation) recruited more species than drier areas (Table 2).

The effects of the environmental variables on the number of locally extinct species were not statistically significant. However, the R^2 value ($R^2_m = 0.2064$; $R^2_c = 0.8868$) (Table 3) suggests that the variables with the highest effect sizes (MAP and CWD_{slope}) may have contributed to the species loss observed in the study sites. Both of these variables, MAP and CWD_{slope} , had a negative effect on the number of locally extinct species ($p = 0.11$ for both). This number tended to be higher in drier areas that experienced an increase in water deficit, compared with areas that received more precipitation and experienced a decrease in water deficit.

Site-level extinct/recruited ratio and population climatic niches, wood density and tree size

Although not statistically significant, species loss (extinct/recruited ratio) was generally higher in areas receiving lower precipitation (Table S3) ($p = 0.088$). At the same time, the precipitation niche of locally extinct species was generally higher than that of recruited species (Table S4, Figure 2 A - B). Moreover, in sites that experienced a decrease in CWD over time, the difference in precipitation niche between recruited and surviving species tended to be higher than in sites where CWD increased (Figure 2 C).

We did not find significant differences in tree size between locally extinct and surviving species (Table S2). Regarding wood density, we found significant differences between recruited and surviving species, which were positively influenced by MAP and negatively influenced by MAT. This relationship means that, in wetter and colder sites, the wood density of recruited species was generally higher than that of the surviving species (Figure 2F).

In the sites experiencing higher temperatures, the temperature niche of recruited species tended to be lower than that of the surviving species (Table S5, Figure 2D). In sites where water deficit increased, recruited species had higher temperature niches than surviving species (Figure 2E). And in wetter places species with higher wood density are arriving (Figure 2F).

In general, these results show that wetter areas are experiencing the local extinction of wet-associated species, while in areas of semideciduous and deciduous forests, local extinction is associated with drought.

Population-level local extinction risk and net productivity

The effects of the explanatory variables on local extinction risk and net productivity differed among the forest types (Figure 3). In deciduous forests, tree size had a negative effect

on net productivity (Figure 4), especially among larger populations (i.e., populations with a higher number of individuals). However, this negative effect tended to become weaker with decreasing population size. Therefore, in a given population, the negative effect of population size on net productivity also becomes weaker with decreasing average tree size. In smaller populations (i.e., populations with a lower number of individuals), wood density had a positive effect on the number of locally extinct species (Figure 5). Thus, the negative effect of population size (number of individuals) on local extinction risk is higher among high wood density species (Figure 5). Besides, the random effects revealed that species traits and site influenced net productivity (Table S6). The influence of site was especially higher among locally extinct species.

In the evergreen forests, wood density had a positive effect on net productivity (Figure 3). Temperature niche had a positive effect on local extinction risk in smaller populations (Figure 6). The effect of population size was negative and stronger in populations with higher temperature niches. The effects of the random variables in evergreen forests showed that genus influenced productivity and site influenced species loss (Table S7).

In semideciduous forests, tree size and wood density positively affected net productivity (Figure 7), especially among larger populations. Thus, the positive effect of population size on net productivity becomes stronger with increasing average tree size and wood density. Local extinction risk had a negative relationship with population size, which increased with increasing average tree size. The effect of tree size tends to become positive as population size decreases. Besides, temperature niche had a positive effect on extinction risk in smaller populations (Figure 8). Thus, the negative effect of population size on local extinction risk is higher among species with higher temperature niches. The random variables revealed that net productivity was influenced by species identities and local extinction was influenced by site.

4. DISCUSSION

We found significant differences between the number of locally recruited and locally extinct species in the study sites (evergreen, semideciduous and deciduous forests). In semideciduous forests (when forest type was assessed) and sites receiving higher precipitation (when environmental variables were assessed), more species were recruited than extinct. Among the wetter sites, locally extinct species were more wet-associated than recruited species. In the driest sites, the number of wet-associated species is increasing.

We found evidence that there have been changes in the composition flux of the sites, which

are mainly related to variations in climate. For instance, the species being recruited into the wettest sites are less wet-associated, while the species that are being extinct from the sites are more wet-associated, compared with the surviving species. This tendency, whereby tree communities seem increasingly more adapted to changes in water availability, has also been reported in other studies showing that tropical tree communities have been shifting towards drought tolerance through the recruitment of drought-tolerant species (Enquist & Enquist, 2011; Esquivel-Muelbert et al. 2018). Another bias may emerge from these composition changes, as these losses may entail the loss of evolutionary groups and ecosystem functions and increase phylogenetic and functional homogeneity (Aguirre-Gutiérrez et al. 2020). Moreover, structural changes that emerge from local species extinction may decrease the capacity of these ecosystems to cope with climate change (Allen et al. 2017).

In contrast with the local extinction of wet-associated species in the wetter sites, we found an increase of high wood density species. This fact is interesting because investment in wood density is related to resistance to cavitation, which increases resistance to water stress (Nogueira et al. 2007). This suggests that the community is changing as a consequence of climate variation.

The changes in net productivity and local extinction risk observed in deciduous forests revealed that mortality has been increasing among the species with large-sized trees, which puts them at a greater risk of local extinction. Although the deciduous forests are adapted to adverse climatic conditions, they may be operating near their ecological thresholds (Santos et al. 2014; Sentinella et al. 2020; Maia et al. 2020), so changes in water availability may lead to tree mortality, especially among large trees. Trees with large diameters tend to have taller and more exposed crowns, higher evaporative demand, and a mode of water transport that is challenged by gravity and stem resistance, factors that increase water column tension and increase mortality risk (Bennet et al. 2015; da Costa et al. 2010; Meakem et al. 2017; McDowell et al. 2018). Additionally, the death of large trees may create a positive feedback on ecosystem dynamics and function by increasing canopy openness and radiation incidence in the soil (Bonal et al. 2016; Slik 2004), which changes the local conditions and favour the occupation of smaller-sized species.

Net productivity in evergreen forests was mainly related to smaller populations of smaller-sized trees with (unlike deciduous forests) had higher wood density. This result corroborated our analysis taking climate into account, whereby the wettest sites recruited high wood density populations. During wet forest succession, as light availability decreases in the lower forest strata, average wood density tends to increase over time, with the increasing

predominance of late-successional shade-tolerant species (Poorter et al. 2019). In terms of species extinction risk, small populations with high-temperature niches were the most threatened in evergreen forests. Although tropical plants vary in their capacity to physiologically adjust to temperature conditions (Sheldon 2019), they function at or near their temperature optima. Thus, acting alone or together with other factors, temperature changes may lead to population decline (Allen et al. 2010; Sentinella et al. 2020).

Contrasting with the deciduous and evergreen forests, in semideciduous forests, productivity increased among the species with high wood density, larger trees and larger population sizes. This may be explained by the range of different topographical and altitudinal conditions where semideciduous forests occur, which favour the occurrence of certain generalist species by providing microclimatic variations even if broader climatic oscillations take place (Mau et al. 2018; Sheldon 2019). Besides, semideciduous forests exist at intermediate climatic conditions and are composed of lineages adapted to both dry and wet environments (Neves et al. 2020). For instance, environmental and climate changes may promote biomass increments in species associated with hot and dry climates in these forests. However, our results suggested an additional bias in the compositional shifts of semideciduous forests over time, since the most threatened species were those with high-temperature niches, smaller trees and smaller population sizes. This suggests that some species may be operating near their temperature survival thresholds and could probably be the first to succumb to temperature increases (Sentinella et al. 2020).

Although we did not find a direct influence of soil variables in species recruitment and local extinction, we know that plant-soil associations reflect species tolerances to soil conditions and provides resources and conditions that allow or hinder plant survival and growth, possibly affecting forest dynamics (John et al. 2007; Maia et al. 2019). It is believed that more detailed studies better detect soil influences and changes in forest dynamics.

Climate change has been a catalyst for ecosystem shifts in our naturally ever-changing world, affecting different types of forests in different ways (Esquivel-Muelbert et al. 2018; McDowell et al. 2018; Sentinella et al. 2020; Hubau et al. 2020). Learning the speed of ecosystem responses deserves great attention, but perhaps more urgent is learning the direction and potential consequences that these ecosystem changes may have on biodiversity. For instance, although deciduous forests are better adapted to drier conditions, they are at the ecological threshold that sustains high-biomass forest formations (Li et al. 2018; Santos et al. 2014), which renders them vulnerable to abrupt climate change (Allen et al. 2017; Castanho et al. 2020). Despite the evidence that these forests are vulnerable, further studies are needed to

assess the different impacts they suffer from climate change. Therefore, studies encompassing broad temporal scales, such as ours, are able to monitor species responses and ecosystem function through time. For providing a detailed view of ecosystem responses, they can contribute to foster public policy decision-making and international guidelines on biodiversity conservation.

5. REFERENCES

Aguirre-Gutiérrez J, Malhi Y, Lewis SL, Fauset S, Adu-Bredu S, Affum-Baffoe K, Baker TR, Gvozdevaite A, Hubau W, Moore S et al. (2020). Long-term droughts may drive drier tropical forests towards increased functional, taxonomic and phylogenetic homogeneity. *Nature Communications* 11:3346.

Angiosperm Phylogeny Group. (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 181:1–20.

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitberger TH, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH et al. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*. 259:660– 684.

Allen K, Dupuy JM, Gei MG, Hulshof C, Medvigy D, Pizano C, Salgado-Negret B, Smith CM, Trierweiler A, Van BloemSJ et al. (2017). Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes? *Environmental Research Letters*. 12:023001

Auguie Baptiste (2017). gridExtra: Miscellaneous Functions for "Grid" Graphics. R package version 2.3. <https://CRAN.R-project.org/package=gridExtra>

Bartón K. (2018). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.42.1. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=MuMIn>

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. doi: 10.18637/jss.v067.i01

Bennett AC, McDowell NG, Allen CD, Anderson-Teixeira KJ. (2015). Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. *Nature Plants* 1: 15139.

Bonal, D, Burban, B, Stahl, C, Wagner, F, Hérault, B. (2016). The response of tropical rainforests to drought—lessons from recent research and future prospects. *Annals of Forest Science* 73, 27–44. <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0522-5>

Burnham, K. P., Anderson, D. R., & Huyvaert, K. P. (2011). AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: Some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65(1), 23–35. doi: 10.1007/s00265-010-1029-6

Castanho ADA, Coe MT, Brando P, Macedo M, Baccini A, Walker W, Andrade EM. (2020). Potential shifts in the aboveground biomass and physiognomy of a seasonally dry tropical forest in a changing climate. *Environmental Research Letters*, 15:034053. doi.org/10.1088/1748-9326/ab7394

Cayuela Luis, Macarro Ildefonso, Stein Anke and Oksanen Jari (2019). Taxonstand: Taxonomic Standardization of Plant Species Names. R package version 2.2. <https://CRAN.R-project.org/package=Taxonstand>

Chave J, Réjou-Méchain M, Búrquez A, Chidumayo E, Colgan MS, Delitti WBC, Duque A, Eid T, Fearnside PM, Goodman RC et al. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*. 20:3177–3190. doi.org/10.1111/gcb.12629

da Costa ACL, Galbraith D, Almeida S, Portela BTT, da Costa M, de Athaydes Silva Junior J, Braga AP, de Gonçalves PHL, de Oliveira AAR, Fisher R et al. (2010). Effect of 7 yr of experimental drought on the aboveground biomass storage of an eastern Amazonian rainforest. *New Phytologist* 187: 579– 591. doi.org/ 10.1111/j.1469-8137.2010.03309.x

Dormann CF, Elith J, Bacher S, Buchmann C, Carl G, Carré G, Marquéz JRG, Gruber B, Lafourcade B, Leitão PJ, et al. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36: 27–46. doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x

Doudová J & Douda J. (2020). Along with intraspecific functional trait variation, individual performance is key to resolving community assembly processes. *Functional Ecology*. doi.org/10.1111/1365-2435.13646

EMBRAPA. (1997). *Manual de métodos de análise de solos* (2nd ed.). Rio de Janeiro: EMBRAPA/Centro Nacional de Pesquisa de Solos.

Enquist B, Enquist CAF. (2011). Long-term change within a Neotropical forest: assessing differential functional and floristic responses to disturbance and drought. *Global Change Biology*. 17:1408–1424. doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02326.x

Esquivel-Muelbert A, Baker TR, Dexter KG, Lewis SL, Brienens RJW, Feldpausch TR, Lloyd J, Monteagudo-Mendoza A, Arroyo L, Álvarez-Dávila E et al. (2018). Compositional response of Amazon forests to climate change. *Glob Change Biol*. 25:39-56. doi.org/10.1111/gcb.14413

Esquivel-Muelbert A, Galbraith D, Dexter KG, Baker TR, Lewis SL, Meir P, Rowland L, da Costa ACL, Nepstad D, Phillips OL. (2017). Biogeographic distributions of neotropical trees reflect their directly measured drought tolerances. *Scientific Reports* 7: 8334. doi.org/10.1038/s41598-017-08105-8

Fick, S. E. & Hijmans, R. J (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol*. 37, 4302–4315. doi.org/10.1002/joc.5086

Harris I, Jones PD, Osborn TJ, Lister DH. 2014. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations – the CRU TS3.10 Dataset. *Int. J. Climatol*. 34:623–642. doi.org/10.1002/joc.3711

Harris, I., Osborn, T.J., Jones, P. et al. (2020). Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. *Sci Data* 7, 109 https://doi.org/10.1038/s41597-020-0453-3

Harrison XA. 2014. Using observation-level random effects to model overdispersion in count data in ecology and evolution. PeerJ2:e616 <https://doi.org/10.7717/peerj.616>

Hartig Florian (2020). DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.3.2.0. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa>

Hubau W, Lewis SL, Phillips OL, Affum-Baffoe K, Beeckman H, Cuní-Sanchez A, Daniels AK, Ewango CEN, Fauset S, Mukinzi J et al. (2020). Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature*, 579:80– 87. doi.org/10.1038/s41586-020-2035-0

John R, Dalling JH, Harms KE, Yavitt JB, Stallard RF, Mirabello M, Hubbell SP, Valencia R, Navarrete H, Vallejo M, Foster RB. (2007). Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *PNAS*. 104:864–869. doi.org/10.1073/pnas.0604666104

Kuznetsova A, Brockhoff PB, Christensen RHB. (2017). lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Software*. doi: 10.18637/jss.v082.i13

Lenth Russell (2020). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.4.8. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>

Li D, Wu S, Liu L, Zhang Y, Li S. (2018). Vulnerability of the global terrestrial ecosystems to climate change. *Global Change Biology*. 24:4095–4106. doi.org/10.1111/gcb.14327

Long JA. 2019a. interactions: Comprehensive, User-Friendly Toolkit for Probing Interactions. R package version 1.1.0.

Long JA. 2019b. jtools: Analysis and Presentation of Social Scientific Data. R package version 2.0.1. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=jtools>

Maia VA, de Souza CR, dos Santos RM. (2019). Species tolerance degree to soil conditions shaping plant communities. *Folia Geobotanica*. 54:199-210. doi.org/10.1007/s12224-019-09341-8

Maia VA, Santos ABM, Aguiar-Campos N, Souza CR, Oliveira M, Coelho P, Morel JD, Farrapo CL, Fagundes NCA, Paula GGP et al. (2020). The carbon sink of tropical seasonal forests in southeastern Brazil can be under threat. *Science Advances*. 10.1126/sciadv.abd4548

Mau AC, Reed SC, Wood TE, Cavaleri MA. (2018). Temperate and tropical forest canopies are already functioning beyond their thermal thresholds for photosynthesis. *Forests* 9:47. doi.org/10.3390/f9010047

McDowell NG, Allen CD, Anderson-Teixeira K, Brando P, Brienen R, Chambers J, Christoffersen B, Davies S, Doughty C, Duque A et al. (2018). Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. *New Phytologist* 219: 851– 869. doi.org/10.1111/nph.15027

Meakem V, Tepley AJ, Gonzalez-Akre EB, Herrmann V, Muller-Landau HC, Wright SJ, Hubbell SP, Condit R, Anderson-Teixeira KJ. (2017). Role of tree size in Panamanian tropical forest carbon cycling and water deficit responses. *New Phytologist*. doi: 10.1111/nph.14633 .
Nakagawa S, & Schielzeth H. (2013). A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*. 4:133–142. doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x

Neves DM, Dexter KG, Baker TR, Souza FC, Oliveira-Filho AT, Queiroz LP, Lima HC, Simon MF, Lewis GP, Segovia RA et al. (2020). Evolutionary diversity in tropical tree communities peaks at intermediate precipitation. *Scientific Reports*. 10:1188. doi.org/10.1038/s41598-019-55621-w

Nogueira EM, Fearnside PM, Nelson BW, França MB. (2007). Wood density in forests of Brazil's 'arc of deforestation': Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. *Forest Ecology and Management* 248:119-135. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.047>.

Pan, YR. Birdsey A, Phillips OL, Jackson RB. (2013). The structure, distribution, and biomass of the world's forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 44:593–622. doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135914

Peng S, Ding Y, Liu W, Li Z. 1 km monthly temperature and precipitation dataset for China from 1901 to 2017. (2019). *Earth Syst. Sci. Data*, 11, 1931–1946, <https://doi.org/10.5194/essd-11-1931-2019>.

Phillips JD. (2019). State factor network analysis of ecosystem response to climate change. *Ecological Complexity*. 40:100789. doi.org/10.1016/j.ecocom.2019.100789

Pinho BX, Tabarelli M, Engelbrecht BMJ, Sfair J, Melo FPL. (2019). Plant functional assembly is mediated by rainfall and soil conditions in a seasonally dry tropical forest, *Basic and Applied Ecology*, 40:1-11. doi.org/10.1016/j.baae.2019.08.002.

Poorter L, van der Sande MT, Arets EJ, Ascarrunz N, Enquist B, Finegan B, Licona JC, Martínez-Ramos M, Mazzei L, Meave JA et al. (2017). Biodiversity and climate determine the functioning of Neotropical forests. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 26, 1423–1434. doi: 10.1111/geb.12668

R Core Team. (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <https://www.r-project.org/>

Réjou-Méchain M, Tanguy A, Piponiot C, Chave J, Hérault B. (2017). biomass: an r package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution*. 8:1163–1167. doi.org/10.1111/2041-210X.12753

Santos M, Oliveira M, Figueiredo K, Falcao H, Arruda E, Almeida-Cortez J, Sampaio E, Ometto J, Menezes R, Oliveira A et al. (2014). Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes? *Theoretical and Experimental Plant Physiology*. 26:83–99. doi.org/10.1007/s40626-014-0008-0

Sentinella AT, Warton DI, Sherwin WB, Offord CA, Moles AT. (2020). Tropical plants do not have narrower temperature tolerances, but are more at risk from warming because they are close to their upper thermal limits. *Global Ecology and Biogeography*. doi.org/10.1111/geb.13117.

Sheldon KS. (2019). Climate change in the tropics: ecological and evolutionary responses at low latitudes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 50:303-333.

doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110218-025005

Slik JWF (2004) El Nino droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. *Oecologia* 141:114–120. doi.org/10.1007/s00442-004-1635-y

Sullivan MJP, Lewis SL, Affum-Baffoe K, Castilho C, Costa F, Sanchez AC, Ewango CEN, Hubau W, Marimon B, Monteagudo-Mendoza A, et al. (2020). Long-term thermal sensitivity of Earth's tropical forests. *Science*. 368:869–874. Doi.org/ 10.1126/science.aaw7578

Talbot J, Lewis SL, Lopez-Gonzalez G, Brienen RJW, Monteagudo A, Baker TR, Feldpausch TR, Malhi Y, Vanderwel M, Murakami AA, et al. (2014). Methods to estimate aboveground wood productivity from long-term forest inventory plots. *Forest Ecology and Management*. 320:30–38. doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.021

Wei Taiyun and Simko Viliam (2017). R package "corrplot": Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.84). Available from <https://github.com/taiyun/corrplot>

Wickham H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>.

Wilke Claus O. (2019). *cowplot: Streamlined Plot Theme and Plot Annotations for 'ggplot2'*. R package version 1.0.0. <https://CRAN.R-project.org/package=cowplot>

Zanne AE, Lopez-Gonzalez G, Coomes DA, Ilic J, Jansen S, Lewis SL, Miller RB, Swenson NG, Wiemann MC, Chave J. 2009. Towards a Worldwide Wood Economics Spectrum. doi.org/10.5061/dryad.234.

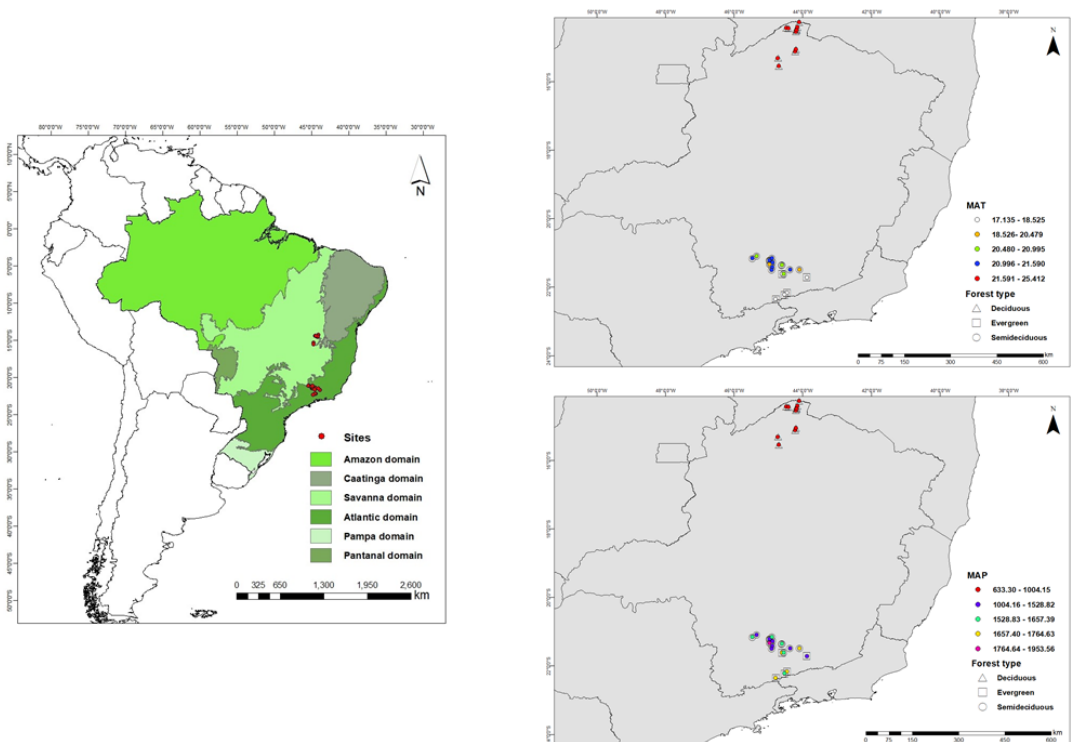


Figure 1. Location of the sampled sites ($n = 32$) in South America. Note that MAP (mm) is mean annual precipitation and MAT is mean annual temperature, obtained from WorldClim 2.1 (Fick and Hijmans, 2017).

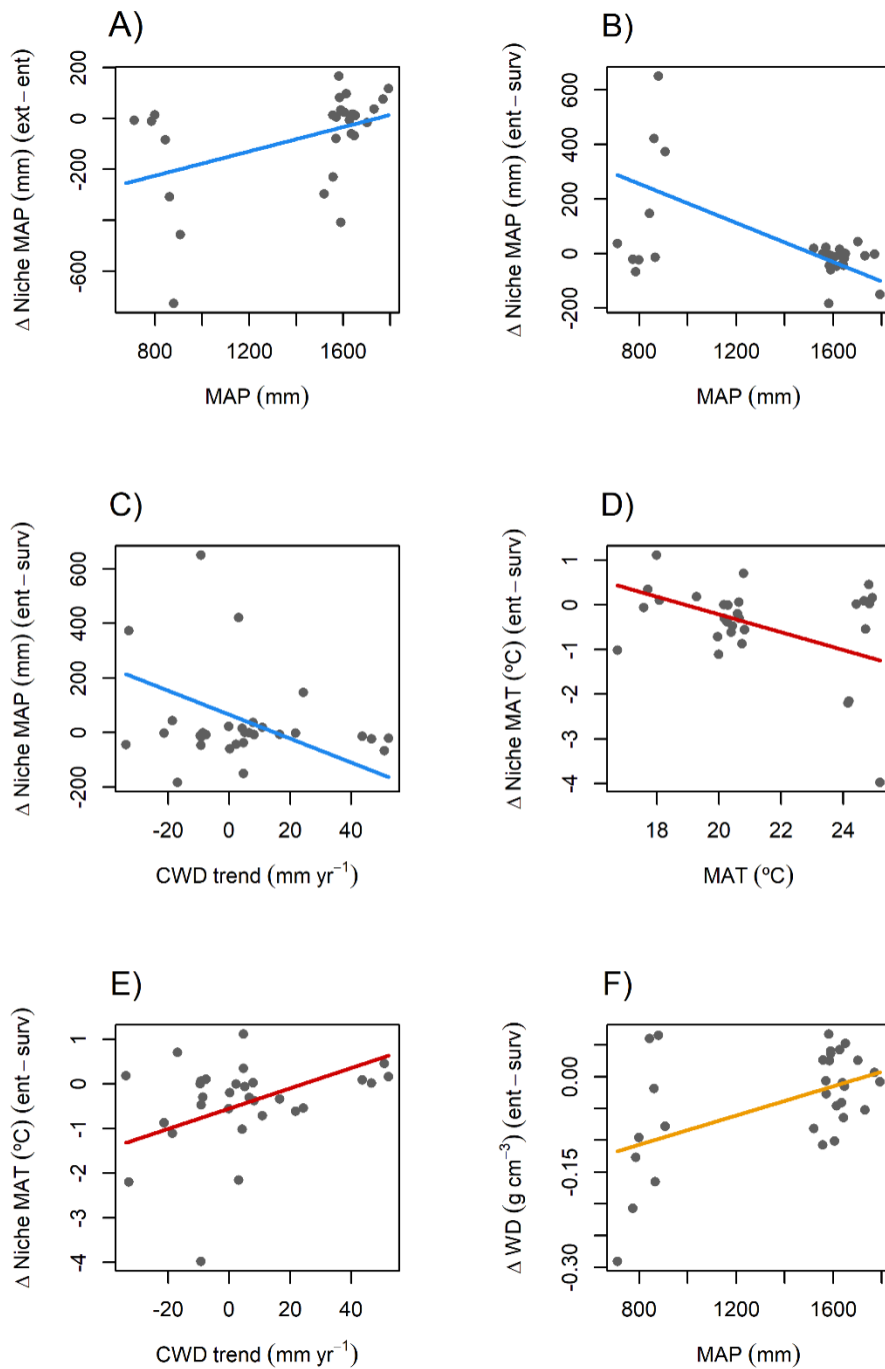


Figure 2- Effect of climate and other characteristics on the entry and exit of species at the site level. Ent: entered; Survive: survive; Los: loss, CWD: climatological water deficit; WD: wood density; MAP: mean annual precipitation; MAT: average annual temperature.

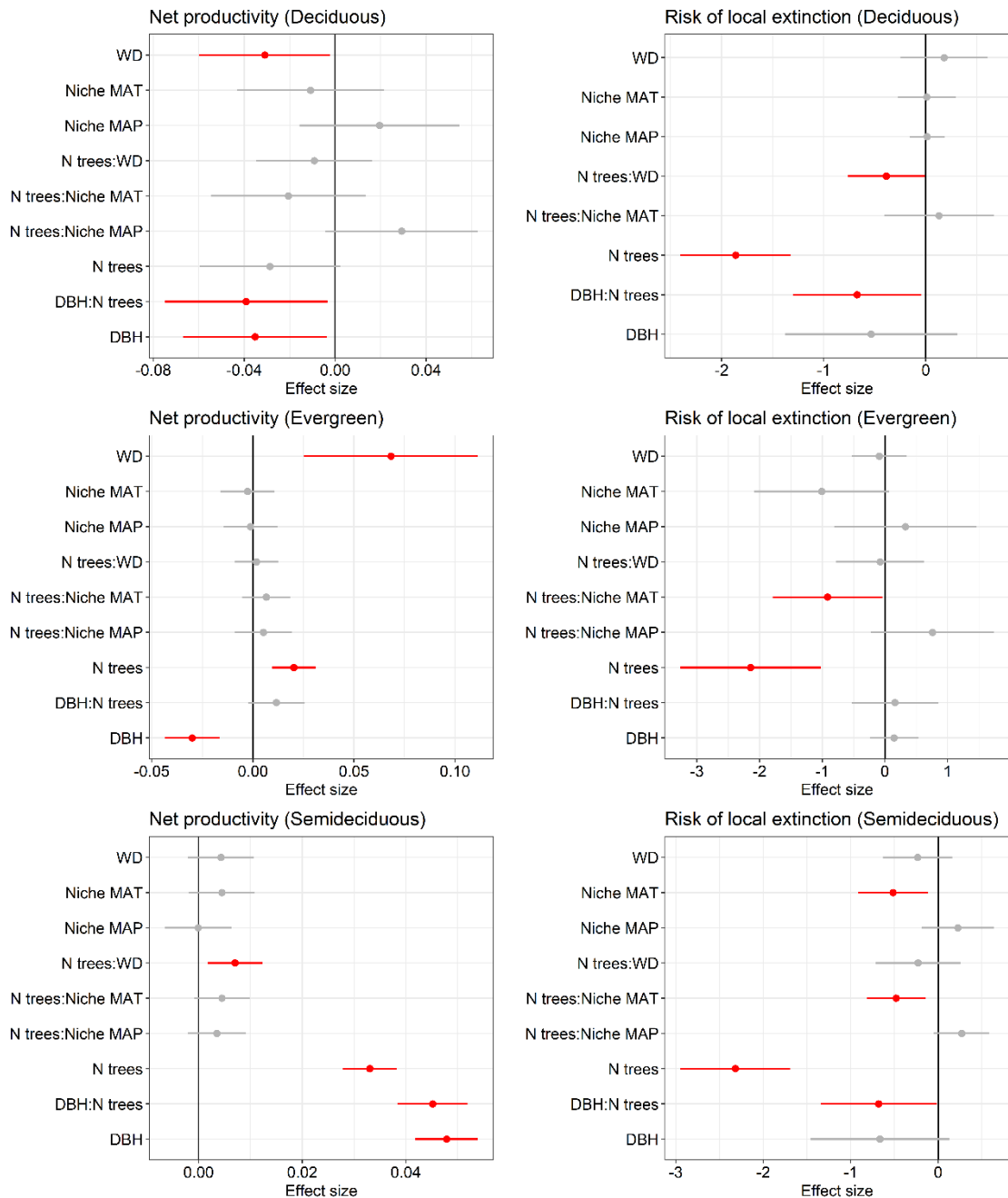


Figure 3 - The effect of explanatory variables in relation to net productivity and the risk of loss of species in each forest type. Red markers indicate the variables that were significant, and the position on the vertical line indicates whether the relationship is negative (to the left of the line) or positive (to the right of the line).

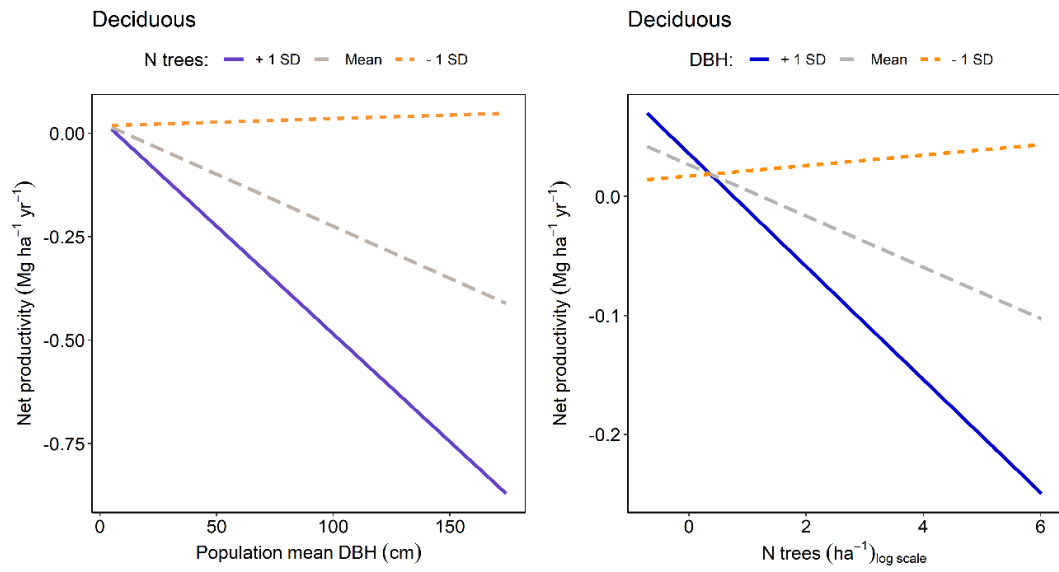


Figure 4 – Variation in productivity (response variable) of deciduous forests to the interaction effects of (a) DBH (predictive variable) with Ntrees (mediator variable); and (b) Ntrees (predictor variable) with DBH (mediator variable). Solid and dashed lines refer to models fitted with the mean value of the mediating variable plus (+) or minus (-) its standard deviation.

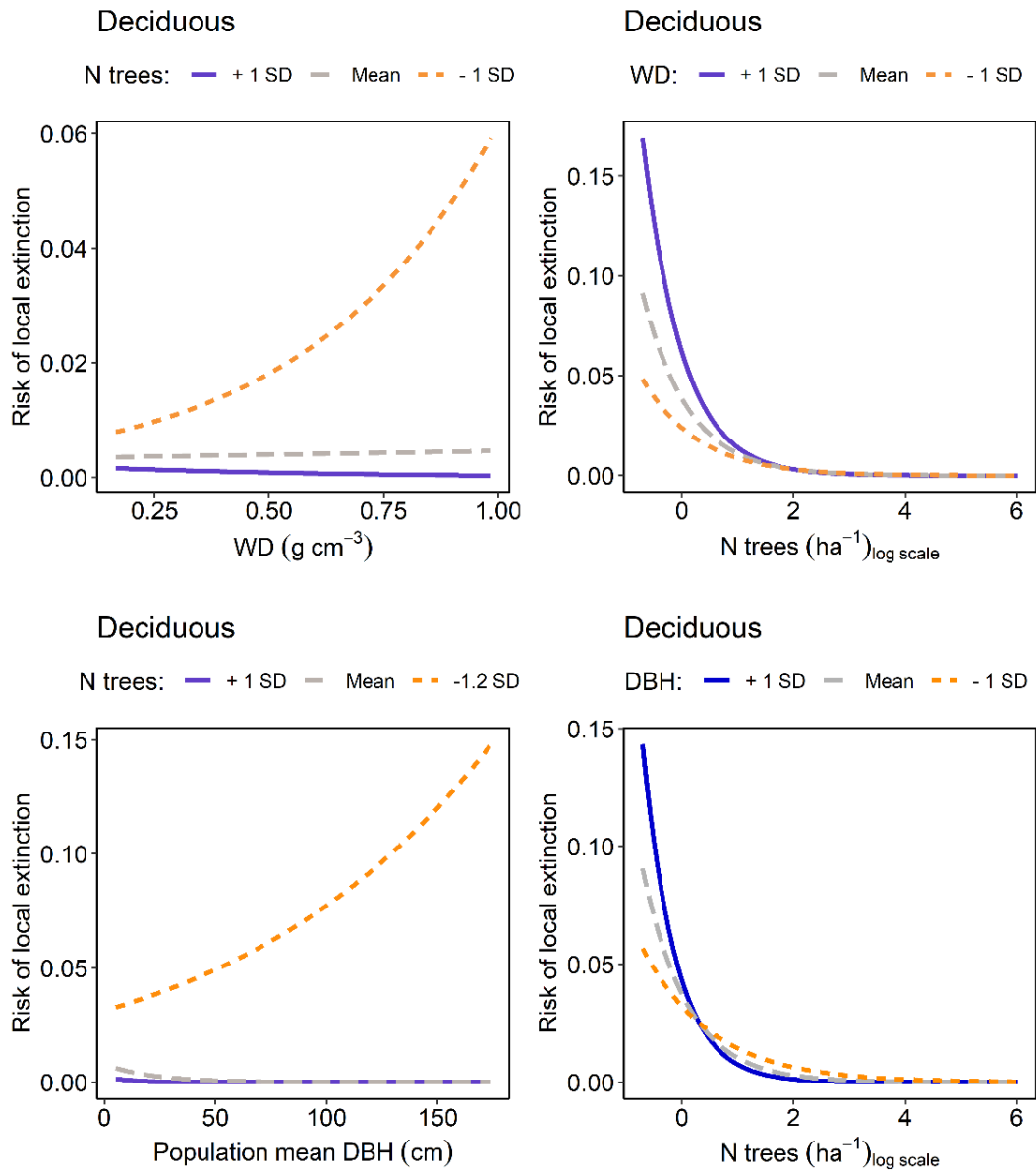


Figure 5- Variation of species loss risk (response variable) of deciduous forests to the interaction effects of (a) WD (predictive variable) with Ntrees (mediator variable); and (b) Ntrees (predictor variable) with WD (mediator variable); (c) DBH (predictor variable) with Ntrees (mediator variable); (d) Ntrees (predictor variable) with DBH (mediator variable). Solid and dashed lines refer to models fitted with the mean value of the mediating variable plus (+) or minus (-) its standard deviation.

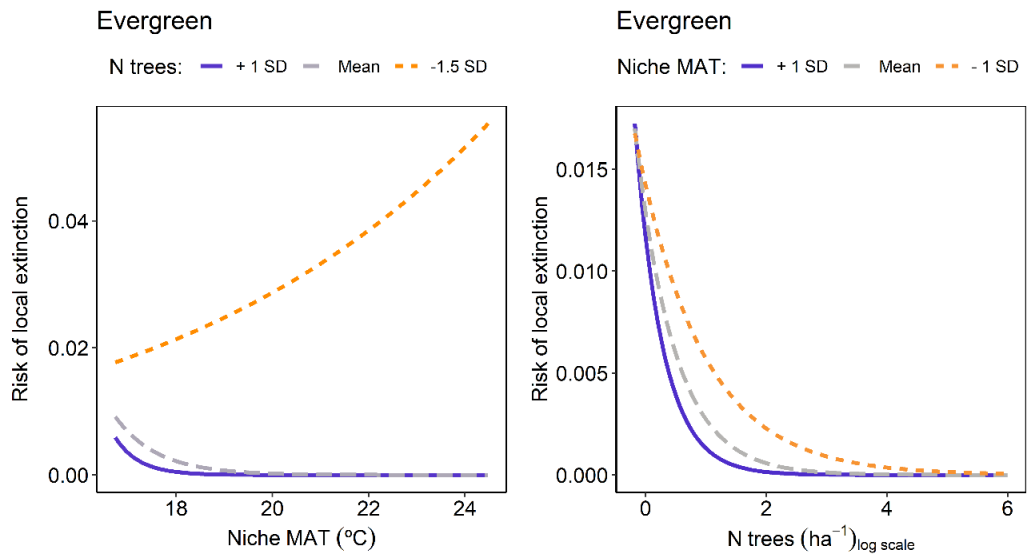


Figure 6 – Variation of species loss risk (response variable) of evergreen forests to the interaction effects of (a) NicheMAT (predictive variable) with Ntrees (mediator variable); and (b) Ntrees (predictive variable) with NicheMAT (mediator variable). Solid and dashed lines refer to models fitted with the mean value of the mediating variable plus (+) or minus (-) its standard deviation.

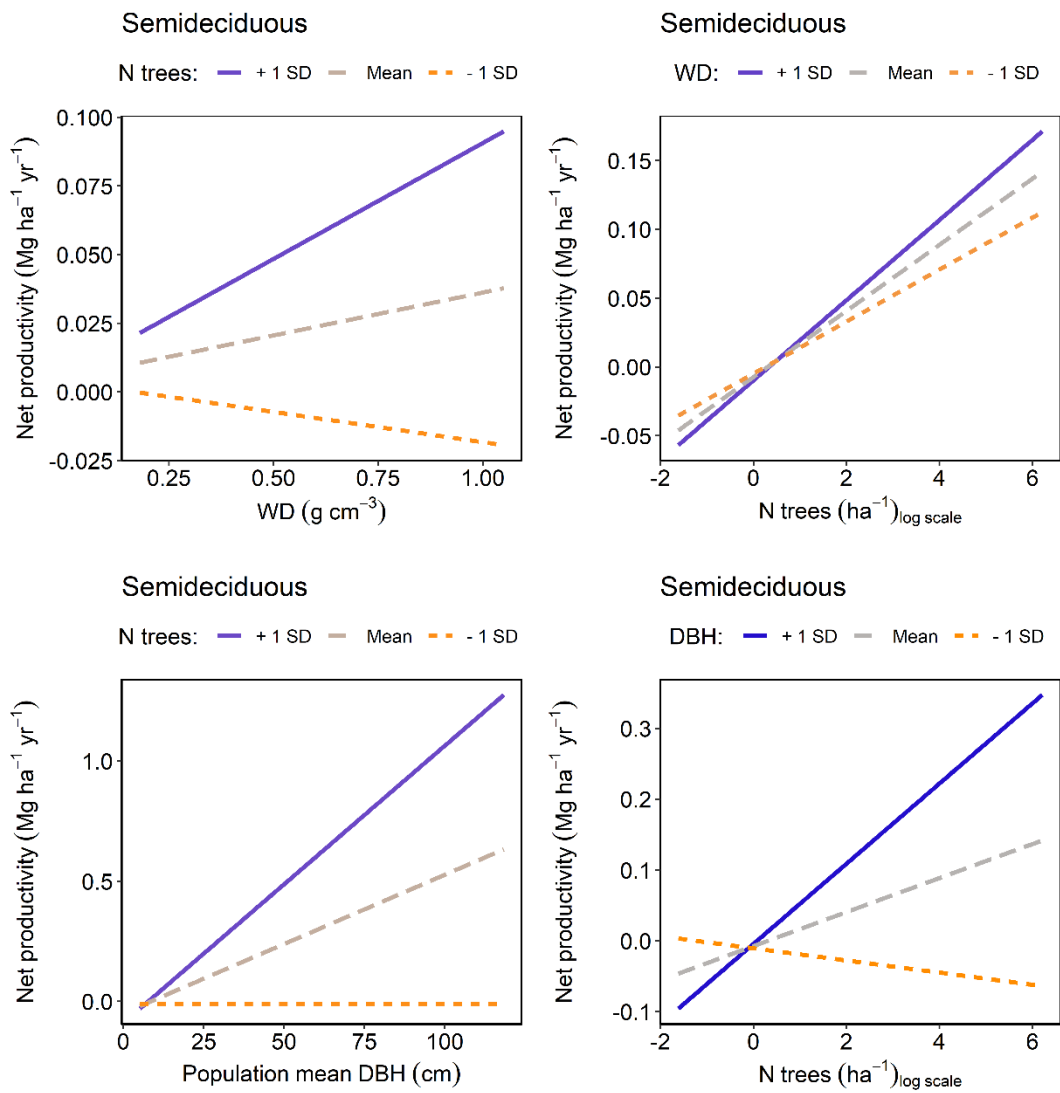


Figure 7 – Variation of net productivity (response variable) of semideciduous forests to the interaction effects of (a) WD (predictive variable) with Ntrees (mediator variable); and (b) Ntrees (predictor variable) with WD (mediator variable); (c) DBH (predictor variable) with Ntrees (mediator variable); (d) Ntrees (predictor variable) with DBH (mediator variable). Solid and dashed lines refer to models fitted with the mean value of the mediating variable plus (+) or minus (-) its standard deviation.

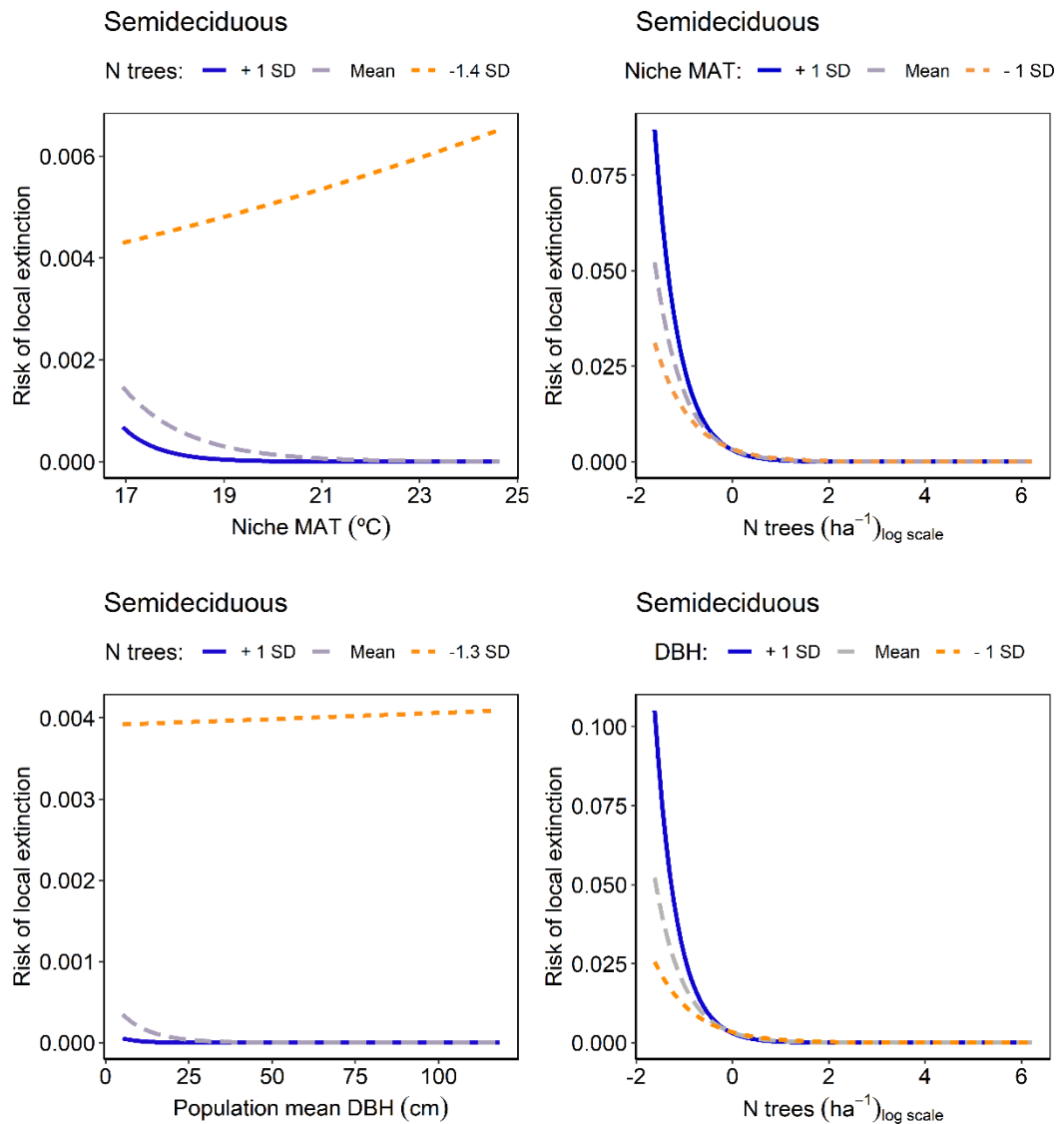


Figure 8 - Variation of species loss risk (response variable) of evergreen forests to the interaction effects of (a) NicheMAT (predictive variable) with Ntrees (mediator variable); and (b) Ntrees (predictive variable) with NicheMAT (mediator variable). (c) DBH (predictor variable) with Ntrees (mediator variable); (d) Ntrees (predictive variable) with DBH (mediator variable). The solid and dashed lines refer to the models fitted with the average value of the mediator variable plus (+) or minus (-) its standard deviation.

Table 1–Contrast sites in relation to species that left and entered the study community. This table shows the marginal R^2 and the conditional R^2 of the model with their respective estimate and p-value values.

Contrast ($R^2_m= 0.1963795/ R^2_c= 0.8787243$)	Estimate	p-value
Lost Deciduous - Entered Deciduous	0.5183	0.8554
Lost Deciduous - Lost Evergreen	0.3114	0.9913
Lost Deciduous - Entered Evergreen	-0.0419	1
Lost Deciduous - Lost Semideciduous	0.9227	0.1642
Lost Deciduous - Entered Semideciduous	-0.2056	0.9942
Entered Deciduous - Lost Evergreen	-0.2069	0.9989
Entered Deciduous - Entered Evergreen	-0.5602	0.8989
Entered Deciduous - Lost Semideciduous	0.4044	0.9211
Entered Deciduous - Entered Semideciduous	-0.7239	0.4465
Lost Evergreen - Entered Evergreen	-0.3533	0.9915
Lost Evergreen - Lost Semideciduous	0.6113	0.8124
Lost Evergreen - Entered Semideciduous	-0.517	0.8883
Entered Evergreen - Lost Semideciduous	0.9647	0.3438
Entered Evergreen - Entered Semideciduous	-0.1636	0.9993
Lost Semideciduous - Entered Semideciduous	-1.1283	0.0079 *

Table 2 – Count of species that entered the community influenced by each environmental variable. This table shows the variables contained in the mixed effects model, their estimates, p-value and the R^2_m (marginal) and R^2_c (conditional).

Variables	Estimate	p-value
($R^2_m= 0.19637 / R^2_c= 0.87872$)		
(Intercept)	-0.54935	8.50E-06
MAP	0.34251	0.0188*
Clay	-0.1763	0.1264
P	0.2049	0.2507
MAT_{slope}	-0.1348	0.2533
SOM	-0.11864	0.3177
Site area	0.10517	0.4223
CWD_{slope}	0.10829	0.4678
MAP_{slope}	-0.05936	0.6238
SB	-0.25908	0.0782
MAT	-0.21393	0.117

Note: MAP: mean annual precipitation; MAT: mean annual temperature; MAT_{slope} : slope mean annual temperature; CWD_{slope} : slope climatological water deficit; MAP_{slope} : slope mean annual precipitation; SB: sum of bases; SOM: soil organic matter; P: phosphorus.

Table 3 – Count of species that left the community influenced by each environmental variable. This table shows the variables contained in the mixed effects model, their estimates, p-value and the R²m (marginal) and R²c (conditional).

Variables (R ² m= 0.19637 / R ² c= 0.87872)	Estimate	p-value
(Intercept)	-1.1192	2.4e-06 ***
MAP	-0.4149	0.114
Clay	-0.4449	0.106
P	0.3612	0.12
MAT _{slope}	-0.3776	0.11
SOM	0.2736	0.337
Site area	0.2775	0.276
CWD _{slope}	-0.2493	0.289
MAP _{slope}	0.239	0.334
SB	0.1184	0.66
MAT	-0.1055	0.641

Note: MAP: mean annual precipitation; MAT: mean annual temperature; MAT_{slope}: slope mean annual temperature; CWD_{slope} : slope climatological water deficit; MAP_{slope} : slope mean annual precipitation; SB: sum of bases; SOM: soil organic matter; P: phosphorus.

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Table S1. This table shows each site (n = 32) (ForestPlots area code), with their forest type, latitude, longitude, year of the first census, year of the last census, number of the intervals in the site, mean interval length and the sampled area.

Site	Forest type	Latitude	Longitude	First census (yr)	Last census (yr)	Number of intervals	Mean interval length (yr)	Sampled area (ha)
BAH-07	Deciduous forest	-14.470	-44.188	2002	2009	1	7.0	2.40
BOC-01	Evergreen forest	-22.162	-44.466	2004	2009	1	5.0	0.40
BOC-02	Evergreen forest	-22.218	-44.539	2001	2018	3	5.7	1.04
BON-01	Deciduous forest	-15.312	-44.735	2011	2017	1	6.0	0.60
COQ-01	Semideciduous forest	-21.095	-45.348	2006	2019	2	6.5	0.80
COQ-02	Semideciduous forest	-21.155	-45.471	2002	2013	2	5.5	1.00
CRR-01	Evergreen forest	-21.612	-44.612	2000	2018	3	6.0	1.20
DEC-01	Deciduous forest	-14.414	-44.163	2004	2017	3	4.3	1.00
DEC-02	Deciduous forest	-15.550	-44.701	2007	2014	1	7.0	1.20
DEC-03	Deciduous forest	-14.545	-44.211	2004	2017	3	4.3	0.40
DEC-04	Deciduous forest	-14.266	-44.107	2004	2010	1	6.0	0.20
DEC-05	Deciduous forest	-14.432	-44.491	2004	2017	3	4.3	0.20
DEC-06	Deciduous forest	-14.492	-44.184	2004	2017	3	4.3	0.56
IBI-01	Evergreen forest	-21.710	-43.886	1995	2019	4	6.0	0.96

ING-01	Semideciduous forest	-21.410	-44.893	1999	2017	4	4.5	1.00
ITM-01	Evergreen forest	-22.350	-44.795	2011	2017	1	6.0	1.00
ITT-01	Semideciduous forest	-21.352	-44.608	1992	2019	4	6.7	0.94
ITT-02	Semideciduous forest	-21.356	-44.616	1994	2019	4	6.3	0.84
LUM-01	Semideciduous forest	-21.498	-44.913	2000	2018	3	6.0	1.28
MDD-01	Semideciduous forest	-21.489	-44.376	1991	2018	6	4.5	1.60
MON-01	Deciduous forest	-14.440	-44.425	2011	2019	1	8.0	1.00
MTR-01	Semideciduous forest	-21.607	-44.557	2010	2017	2	3.5	1.20
PIE-01	Semideciduous forest	-21.488	-44.101	1999	2010	2	5.5	1.20
PNP-01	Deciduous forest	-15.1208	-44.2273	2011	2020	2	9	1.00
PNP-02	Deciduous forest	-15.0583	-44.2069	2012	2020	2	8	0.8
POC-01	Semideciduous forest	-21.329	-44.972	2000	2011	2	5.5	0.78
POC-03	Semideciduous forest	-21.329	-44.972	2001	2011	2	5.0	1.14
SUB-01	Semideciduous forest	-21.221	-44.963	2000	2016	3	5.3	2.00
SUB-02	Semideciduous forest	-21.228	-44.964	1987	2017	7	4.3	5.04
SUB-03	Semideciduous forest	-21.274	-44.882	1998	2017	4	4.8	1.12
SUB-04	Semideciduous forest	-21.217	-44.980	2000	2017	3	5.7	1.16
SUB-05	Semideciduous forest	-21.150	-44.900	2003	2015	4	3.0	0.60

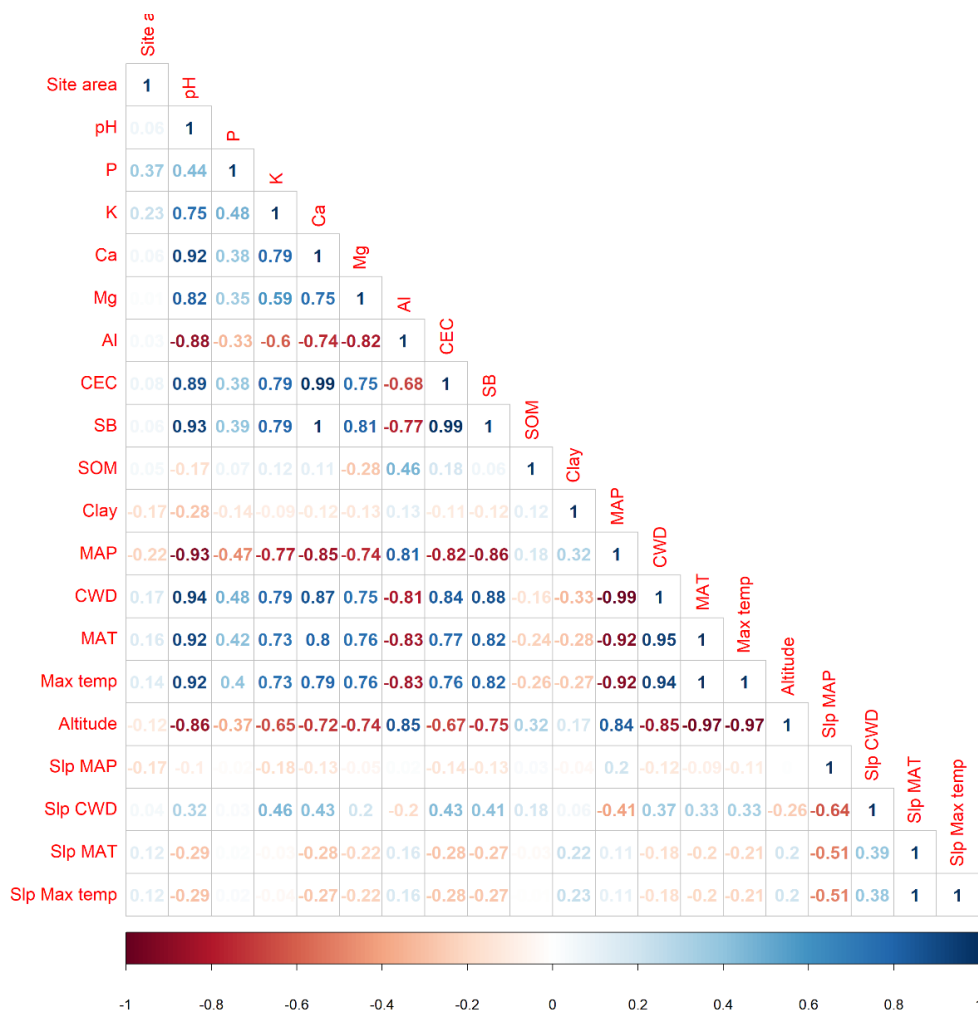


Figure S1 - Correlation of soil variables and climate variables for the 32 sites.

Table S2 – Differences of the sites in relation to the environmental variable with reflection on the average DBH of the species that left the study community. This table shows the variables contained in the mixed effects model, their estimates, p-value and the R²_m (marginal) and R²_c (complementary).

Variables (R ² _m = 0 / R ² _c = 0)	Estimate	p-value
(Intercept)	-0.34	0.768
MAT	-1.3561	0.286
Slp.MAP	-0.9416	0.436
MAP	1.0582	0.413
Slp.CWD	1.0452	0.455
Slp.MAT	0.4181	0.715

MAP: mean annual precipitation; MAT: mean annual temperature; Slp.MAT: slope mean annual temperature; Slp.CWD: slope climatological water deficit; Slp.MAP: slope mean annual precipitation.

Table S3 – Differences between sites in relation to the environmental variable with reflection on the loss/entered ratio of the species that left the study community. . This table shows the variables contained in the mixed effects model, their estimates, p-value and the R²m (marginal) and R²c (complementary).

Variables (R ² m= 0.05487 / R ² c= 0.05487)	Estimate	p-value
(Intercept)	1.1995	0.000122***
MAP	-0.6276	0.088572.
Slp.MAT	-0.3419	0.258897
Site_Area_ha	-0.2189	0.546257
Slp.CWD	-0.1016	0.816702
MAT	0.2828	0.425323
Slp.MAP	-0.109	0.756035

Note: MAP: mean annual precipitation; MAT: mean annual temperature; Slp.MAT: slope mean annual temperature; Slp.CWD: slope climatological water deficit; Slp.MAP: slope mean annual precipitation.

Table S4 – Differences between sites in relation to environmental variables with reflection on the MAP niche of species that left and entered the study community. This table shows the variables contained in the mixed effects model, their estimates, p-value and the R²m (marginal) and R²c (complementary).

Variables	Estimate	p-value
Excluded minus Entered (R²m= 0.0762)		
(Intercept)	-86.08	0.0194 *
MAT	-88.13	0.039 *
MAP	92.9	0.0492 *
Slp.CWD	52.14	0.3258
Slp.MAT	-33.79	0.4175
Slp.MAP	-11.57	0.7531
Entered minus Survival (R²m= 0.2974)		
(Intercept)	45.6	0.030802 *
MAP	-136	7.81E-06 ***

Slp.CWD	-97.38	0.000802 ***
Slp.MAT	30.04	0.220918

Note: MAP: mean annual precipitation; MAT: mean annual temperature; Slp.MAT: slope mean annual temperature; Slp.CWD: slope climatological water deficit; Slp.MAP: slope mean annual precipitation.

Table S5 – Differences of sites in relation to environmental variables with reflection on the MAT niche of species that entered the study community. This table shows the variables contained in the mixed effects model, their estimates, p-value and the R²_m (marginal) and R²_c (complementary).

Variables (R²_m= 0.19637)	Estimate	p-value
(Intercept)	-0.449	0.00195 **
MAP	0.5704	0.00384 **
Slp.CWD	0.5033	0.00617 **
MAT	-0.5059	0.0049 **
Slp.MAT	-0.108	0.52857

Note: MAP: mean annual precipitation; MAT: mean annual temperature; Slp.MAT: slope mean annual temperature; Slp.CWD: slope climatological water deficit.

Table S6 – Results of linear mixed effect models (LMM) for net productivity and generalized mixed effect models (GLMM) for deciduous forests. This table shows the variables contained in the models and their estimates, p-value, R²_m (marginal) and R²_c (complementary) and the random effects of location, family, genus and species. (Random Effects)

Productivity (R²_m= 0.0158 / R²_c= 0.08182)		
Variables	Estimate	p-value
(Intercept)	-0.00957	0.7914
DBH	-0.0352	0.029*
Ntrees	-0.028679	0.0688
WD	-0.030919	0.0355*
DBH:Ntrees	-0.039177	0.0321*
NicheMAP	0.019503	0.2771
Ntrees:NicheMAP	0.029263	0.0874
Ntrees:WD	-0.009186	0.4814
NicheMAT	-0.010846	0.5113
Ntrees:NicheMAP	-0.020572	0.2349
Random Effects		
Groups	Std.Dev.	
Species	0.03873	

Genus	0	
Family	0	
Site	0.08554	
Residual	0.43942	
Local loss (R²_m= 0.3119/ R²_c= 0.8449)		
Variables	Estimate	p-value
(Intercept)	-5.50201	<2e-16***
Ntrees	-1.862312	<2e-16***
WD	0.178751	0.4109
Ntrees:WD	-0.386106	0.0462*
DBH	-0.535997	0.2129
DBH:Ntrees	-0.67343	0.0358*
NicheMAP	0.013251	0.8801
NicheMAT	0.009329	0.9489
Ntrees:NicheMAT	0.129025	0.6376
Random Effects		
Groups	Std.Dev.	
Species	0.779329	
Genus	0.004549	
Family	0.001581	
Site	2.27553	

Note: MAP: mean annual precipitation; MAT: mean annual temperature; DBH: diameter at the reference height; WD: wood density; Ntrees: number of individuals.

Table S7 – Results of linear mixed effect models (LMM) for net productivity and generalized mixed effect models (GLMM) for evergreen forests. This table shows the variables contained in the models and their estimates, p-value, R²_m (marginal) and R²_c (complementary) and the random effects of location, family, genus and species. (Random Effects)

Productivity (R²_m= 0.0049/ R²_c= 0.9794)		
Variables	Estimate	p-value
(Intercept)	0.112682	0.2346
DBH	-0.030005	1.65E-05***
Ntrees	0.020274	0.00022***
WD	0.068396	0.00183**
DBH:Ntrees	0.01165	0.10167
NicheMAT	-0.002662	0.69585
Ntrees:WD	0.001788	0.74285
NicheMAP	-0.001175	0.86223
Ntrees:NicheMAT	0.006624	0.27377
Ntrees:NicheMAP	0.00521	0.4728

Random Effects		
Groups	Std.Dev.	
Species	0	
Genus	1.1561	
Family	0	
Site	0	
Residual	0.1674	
Local loss (R²m= 0.5834/ R²c= 0.8314)		
Variables	Estimate	p-value
(Intercept)	-6.81341	2.00E-16***
Ntrees	-2.14229	0.000176***
NicheMAT	-1.00813	0.065892
Ntrees:NicheMAT	-0.91419	0.040386*
DBH	0.14693	0.458228
WD	-0.08945	0.690553
NicheMAP	0.32697	0.572809
Ntrees:NicheMAP	0.75846	0.128777
DBH:Ntrees	0.15948	0.651156
Ntrees:WD	-0.07376	0.836805
Random Effects		
Groups	Std.Dev.	
Species	0.00725	
Genus	0.002896	
Family	0.001067	
Site	1.594437	

Note: MAP: mean annual precipitation; MAT: mean annual temperature; DBH: diameter at the reference height; WD: wood density; Ntrees: number of individuals.

Table S8 – Results of linear mixed effect models (LMM) for net productivity and generalized mixed effect models (GLMM) for semideciduous forests. This table shows the variables contained in the models and their estimates, p-value, R²m (marginal) and R²c (complementary) and the random effects of location, family, genus and species (Random Effects)

Productivity (R²m= 0.0804/ R²c= 0.1099)		
Variables	Estimate	p-value

(Intercept)	2.54E-02	1.00E-07
DBH	4.79E-02	< 2e-16
Ntrees	3.31E-02	< 2e-16
WD	4.31E-03	0.185
DBH:Ntrees	4.52E-02	< 2e-16
Ntrees:WD	7.02E-03	0.00939
NicheMAT	4.48E-03	0.16837
Ntrees:NicheMAT	4.49E-03	0.09928
NicheMAP	9.59E-05	0.97684
Ntrees:NicheMAP	3.53E-03	0.2131
Random Effects		
Groups	Std.Dev.	
Species	0.02327	
Genus	0.01695	
Family	0	
Site	0.01261	
Residual	0.17914	
Local loss (R²m= 0.5395/ R²c= 0.8591)		
Variables	Estimate	p-value
(Intercept)	-8.0505	2.00E-16***
DBH	-0.6655	0.10106
Ntrees	-2.3195	2.00E-16***
NicheMAT	-0.5155	0.01135*
DBH:Ntrees	-0.681	0.04431*
Ntrees:NicheMAT	-0.4801	0.00492**
WD	-0.2344	0.24529
Ntrees:WD	-0.2287	0.35773
NicheMAP	0.2261	0.2804
Ntrees:NicheMAP	0.2693	0.09618
Random Effects		
Groups	Std.Dev.	
Species	0.447348	
Genus	0.38122	
Family	0.005324	
Site	1.818386	

Note: MAP: mean annual precipitation; MAT: mean annual temperature; DBH: diameter at the reference height; WD: wood density; Ntrees: number of individuals.

Artigo 2 – A arte da sobrevivência: estudo da dinâmica e conservação em florestas sazonais.

Escrito nas normas da revista Biological Conservation

Resumo: A tomada de decisão para escolha de quais espécies focar na conservação é uma questão ética e científica e para que isso aconteça é preciso uma abordagem objetiva. Mas o custo-benefício para que isso aconteça tem se tornado a principal barreira, por isso, é necessário um rigor científico para que as escolhas sejam efetivas e significativas. Com o monitoramento das espécies florestais em 32 áreas ao longo do tempo, pudemos obter uma resposta de como as espécies tem se comportado, através das medições de biomassa, frequência, produtividade, número de indivíduos. Encontramos também como essas espécies são classificadas pelos critérios da IUCN, a Evolutionarily Distinct dentre outros critérios, a fim de, utilizar os dados como uma ferramenta nas tomadas de decisão em projetos de restauração, prioridades de conservação, dentre outros. Monitorar como as espécies respondem às intervenções de degradação ambiental e gestão é pertinente para desencadear ações de conservação e ajustar as práticas de manejo.

Palavras chave: monitoramento florestal, florestas sazonais, conservação, parcelas de longo prazo.

1. INTRODUÇÃO

Os efeitos combinados das mudanças da cobertura e uso da terra, alterações no clima, perda e introdução de espécies, alterações dos nutrientes do solo e ciclo hidrológico, estão ocorrendo mais rápido a cada dia, devido a expansão das atividades humanas, comprometendo a capacidade dos ecossistemas contemporâneos de manter sua estrutura e função (Golladai et al. 2016). E como consequência, a extinção de milhares de espécies já é projetada (Lovejoy, 2017; Humphreys et al. 2019), causando impacto negativo sobre a biodiversidade mundial. E pelo fato da biodiversidade ser um construto multifacetado, as dificuldades em medir as mudanças em seu estado, ainda limitam as orientações eficazes dos esforços para a sua conservação (Sparks et al. 2011).

Decidir quais espécies focar na conservação é uma questão ética e científica que, no entanto, precisa ser abordada da maneira mais objetiva possível (Caviedes-Sollis et al 2020). Nos países megadiversos e em desenvolvimento, muitas vezes os recursos disponíveis para conservação são escassos ou inexistentes. A viabilidade do custo-benefício da conservação tem sido a principal barreira na escolha das espécies a serem conservadas em um cenário de restrição orçamentária (Weitzman 1998). Por isso as prioridades de conservação precisam ser identificadas com fineza e rigor científico para serem efetivas e significativas (Caviedes-Sollis et al 2020).

No Brasil, atualmente são reconhecidas 49.992 espécies para a flora brasileira (nativas, cultivadas e naturalizadas), sendo 4.993 de Algas, 35.552 de Angiospermas, 1.610 de Briófitas, 6.320 de Fungos, 114 de Gimnospermas e 1.403 de Samambaias e Licófitas. Para essas espécies catalogadas 6.046 foram avaliadas em seu status de conservação, onde 2.953 estão sobre o status de “ameaçadas”. Humphreys et al. (2019) avaliando banco de dados e coleções em herbários de Angiospermas de todo o mundo, concluíram que cerca de 600 espécies foram extintas nos últimos 250 anos, e que entre 1900 e 2019, três espécies foram extintas por ano. Se olharmos pela ótica de que a botânica e sistemática são ciências que exigem um certo tempo de estudo para identificar, analisar e descrever os espécimes, podemos concluir que muitas estão sendo extintas antes mesmo de serem descritas e identificadas. Por exemplo, no Brasil, estima-se que 1 a 2 - na região Norte e de 21 a 30 - na região sudeste, espécies de plantas são extintas por ano (Humphreys et al. 2019).

O registro do panorama rumo a extinção de grande parte da biodiversidade atual é fornecida pela lista Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para

Conservação da Natureza (IUCN; <http://www.iucnredlist.org/>), esse estudo já vem sendo feito por mais de quatro décadas. A lista fornece uma classificação das espécies em sete categoria: pouco preocupação (LC), quase ameaçada (NT), vulnerável (VU), em perigo (EN), criticamente em perigo (CR), extinta na natureza (EW) finalmente, extinta (EX). Os parâmetros analisados pela IUCN levam em consideração (i) população em declínio (passado, presente ou futuro); (ii) uma medida do alcance geográfico (incluindo fragmentação, declínio ou flutuação); (iii) tamanho da população pequena e fragmentação, declínio ou flutuação; (iv) tamanho populacional muito pequeno ou distribuição muito restrita; e (v) análise quantitativa do risco de extinção. Para listar uma espécie, apenas uma dessas cinco precisa ser atendida (IUCN 2020), mas o todo deve ser avaliado. Atualmente, existem 47.978 espécies na Lista Vermelha da IUCN, dos quais 17.315 são classificados como ameaçados de extinção, sendo que 75% desses registros são de animais, indicando uma seletividade taxonômica na vulnerabilidade das espécies.

A busca pelo conhecimento temporal da dinâmica da floresta, aliada a gestão dos dados, é crucial para a compreensão dos processos ecológicos, sucessão ecológica e das funções do ecossistema (Gaines & Denny 1993; Sheil, Jennings e Savill, 2000; Hilebrand et al. 2018). Contudo, é consenso de que trabalhos que abordam parcelas de longo prazo sejam escassos (Gross et al. 2018; Dalmaso et al. 2020). Por isso, o monitoramento de parcelas permanentes, como abordado em nosso estudo, torna-se uma das melhores ferramentas para investigar mudanças espaço-temporais nos ecossistemas florestais e subsidiar decisões. Além disso, as decisões de conservação dependem de métricas que permitem ao usuário diferenciar quantitativamente os níveis de risco de extinção entre espécies individuais. Não obstante, essas questões precisam ser trazidas para os processos de tomada de decisão. Por isso, são necessárias ferramentas capazes de capturar e traduzir as informações ecológicas para as escalas em que as decisões são tomadas (Guerrero et al. 2013).

Diante da escassez de dados que avaliam as espécies e levando em consideração o nosso esforço amostral temporal, propusemos nesse artigo uma avaliação mais específica, abrangendo critérios mais aplicáveis e práticos para classificação das espécies florestais. Para isso, utilizamos o monitoramento das espécies florestais de 32 áreas localizadas nos domínios Atlântico, Cerrado e Caatinga, abrangendo as fisionomias decíduas, semidecíduas e sempre verdes, no qual avaliamos como as espécies florestais têm se comportado ao longo do tempo. Confrontamos os nossos dados com a classificação da IUCN e avaliamos se há uma concordância entre eles. Baseado nisso,

investigamos (i) se os critérios da IUCN são capazes de prever a extinção local para as nossas áreas; (ii) a Evolutionarily Distinct (ED) difere entre o status demográfico; (iii) como as espécies estão agrupadas de acordo com cada critério, obtendo uma classificação para cada espécie e (iv) como os nossos resultados podem se transformar em uma ferramenta para subsidiar decisões de implantações de programas de restauração e conservação das espécies, e manejo de áreas florestais nativas.

2. MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido em parcelas permanentes em 32 áreas localizadas no sudeste do Brasil (Figure 1), localizadas em 18 municípios. Ao todo são 936 parcelas abrangendo 33.86 hectares. As áreas possuem altitude que variam entre 447 e 1490 metros acima do nível do mar, possuem precipitação média anual (PAM) entre 763 e 1831 (mm) e temperatura média anual (MAT) entre 17,1 e 25,4 (°C). As características fisionômicas das áreas foram classificadas segundo o grau de deciduidade e clima (uma descrição mais detalhada se encontra no material suplementar Table S1): (i) florestas sempre verdes (são os locais mais úmidos e frios; não apresentam deciduidade significativa; em nosso banco de dados correspondem a 5 locais; com intervalo de medições de 1995-2019); (ii) florestas semidecíduas (são as áreas de clima intermediário; 20-50% dos indivíduos perdem suas folhas na estação seca; 16 locais do nosso banco de dados; com intervalo de medições que variam de 1987-2019) e (iii) florestas decíduas (os locais mais secos e mais quentes, com a maior parte da precipitação concentrada em 4 meses do ano; mais de 50% dos indivíduos perdem suas folhas na estação seca; em nosso banco de dados correspondem a 11 locais; com intervalo de medições variando entre 2002-2019). Os estados de conservação dessas florestas são semelhantes, não apresentando extração de madeira e sem presença de indícios de fogo, apresentam dossel fechado e idades mistas.

Em cada área foram alocadas parcelas permanentes com dimensões de 400m² distribuídas de forma a captar a maior heterogeneidade local. Ao todo são 34 hectares amostrados. As áreas desse estudo tiveram no mínimo duas medições com critério de inclusão maior ou igual a 5 cm de diâmetro médio quadrático na altura de referência (dbh). Todos os indivíduos que atingiram o critério de inclusão foram plaqueteados e a altura do ponto de medida (POM) foi marcada nas hastes e usada como referência para

medidas subsequentes. Quando a mudança do POM era necessária para um determinado caule, seu crescimento de diâmetro foi estimado usando uma razão entre os POMs atuais e os anteriores (Talbot, et al. 2014). A identidade das espécies se deu de acordo com a APG IV (Angiosperm Phylogeny Group 2016) e foi realizada por especialistas da área ou por consultoria em herbários, com seus nomes padronizados pelo The Plant List (2020).

Extraímos as informações sobre o status de conservação de cada espécie através do pacote Flora do ambiente R (Carvalho 2020), padronizando as sinonímias com os nomes estabelecidos no The Plant List (2020). Todos os indivíduos tiveram seus valores de densidade da madeira extraídos do banco de dados global de densidade da madeira (Chave et al. 2009, Zanne et al. 2009). Quando a densidade da madeira não estava disponível no nível das espécies, foi usada a densidade média de madeira de outras espécies do mesmo gênero ou família.

Descrição dos atributos das espécies

Para melhor caracterizar cada espécie, definimos sete critérios baseados nos atributos e na dinâmica populacional das espécies. Os critérios são:

- (i) Biomassa (AGBW): obtida pela equação alométrica pantropical modificada de Chave et al. (2014) através do pacote *BIOMASS* do ambiente R (Réjou-Méchain, Tanguy, Piponiot, Chave & Hérault, 2017). Após esse cálculo utilizamos a média dos indivíduos de cada espécie;
- (ii) Produtividade Líquida: corrigimos os valores de produtividade AGWB usando a equação CIC1 proposta por Talbot et al. (2014). As produtividades das espécies recrutadas na área foram retiradas, pelo fato do AGWB por indivíduo não ser numérico. A produtividade foi dividida em 2 grupos a priori, um grupo das espécies com produtividade positiva e outro com negativa. Foram feitas as análises de cluster para cada grupo. Em cada grupo a produtividade foi transformada com log, sendo que na produtividade negativa o log foi aplicado nos valores absolutos.
- (iii) Evolutionarily Distinct (ED): é calculado dividindo-se a diversidade filogenética total de um clado entre seus membros, aplicando um valor a cada ramo igual ao seu comprimento, dividido pelo número de espécies pertencentes ao ramo (Isaac et al. 2007). Espécies sem parentes próximos têm altos valores de ED. Para o cálculo utilizamos os pacotes *V.PhyloMaker*, *PhyloMeasures* e, a árvore *GBOTB.extended* (Jin & Qian, 2019).

(iv) Número de Indivíduos (NI): utilizamos a média dos indivíduos de cada espécie;

(v) Frequência: contabilizamos em quantos fragmentos a espécie ocorre, com o intuito de ter um panorama da distribuição de cada espécie.

(vi) Probabilidade de exclusão: binary variable indicating if the species was excluded from the site.

(vii) Critério IUCN: consideramos para cada espécie as categorias do status de conservação da Lista Vermelha definido pela IUCN. As categorias são: Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN), Vulnerável (VU), Quase Ameaçada (NT), Pouco Preocupante (LC) e Com Deficiência de Dados (DD). Adicionamos "Não Avaliado" (NA) como uma categoria extra para espécies sem avaliação.

Análise dos Dados

Para testar se os atributos das espécies diferem entre as classes da IUCN, usamos modelos lineares (generalizados). Nesta etapa, apenas as espécies classificadas pela IUCN foram incluídas. A família *gaussiana* foi usada para variáveis de resposta contínua e, quando necessário, aplicamos a transformação logarítmica para atingir a normalidade dos resíduos e / ou homogeneidade da variância. No modelo de probabilidade de extinção local (dados binários), usamos a família binomial, e para dados de contagem usamos a família binomial negativa do pacote MASS (Venables et al, 2002) porque Poisson apresentou sobredispersão. As comparações de pares foram obtidas por meio de contrastes de mínimos quadrados, usando o pacote emmeans (Lenth et al., 2020).

Para agrupar as espécies por seus atributos, usamos o procedimento de agrupamento hierárquico e agrupamos cada variável separadamente a fim de obter grupos interpretáveis para cada variável. Realizamos o procedimento de agrupamento usando a matriz de distância euclidiana e o método de aglomeração completa. Nesta etapa todas as espécies foram incluídas. Cortamos o dendrograma em 5 grupos de acordo com o número de classes da IUCN. Aplicamos transformação logarítmica em todas as variáveis para lidar com valores extremos. A produtividade líquida foi dividida em dois grupos a priori: espécies com valores negativos (perdas AGWB) e valores positivos (produtividade AGWB). Depois disso, realizamos o agrupamento hierárquico para cada um desses grupos.

Usamos ggplot2 e corrplot para obter gráficos (Wickham 2016; Wei and Simko 2017).

3. RESULTADOS

Ao longo dos 33 anos de monitoramento, acompanhamos 746 espécies florestais e 297 gêneros pertencentes à 83 famílias botânicas. Desse total, pelos critérios da IUCN, 10 espécies enquadram-se em perigo (EN); 04 espécies como vulnerável (VU); 15 espécies como quase ameaçada (NT); 118 espécies como pouco preocupante (LC); 1 espécie com dados insuficientes (DD); 598 espécies não foram avaliadas (NA). Portanto, cerca de 80% das nossas espécies não possuem classificação pelos critérios da IUCN.

A análise realizada para comparar a classificação da IUCN com o panorama atual das espécies de nossas áreas ao longo do tempo, mostrou-nos que não há uma relação direta entre eles. Portanto, a classificação da IUCN não demonstra o atual estado de conservação das nossas espécies (Tabela S2 e S3).

O critério Evolutionarily Distinct (ED) utilizado para avaliar o quão as espécies se aproximam filogeneticamente, também é utilizado pela IUCN. Nós não encontramos relação entre os resultados de ED e a classificação da IUCN (Tabela S4 e S5). Isso demonstra que podemos estar deixando de priorizar a conservação de espécies que não possuem parentes próximos dentro da comunidade.

O comportamento de cada espécie monitorada e seu panorama atual encontram-se na Tabela 1 e nas figuras S1-S6. Em nosso banco de dados 4 espécies não possuem valor de ED (*Austrocritonia velutina*, *Deguelia hatschbachii*, *Deguelia nitidula*, *Lachesiodendron viridiflorum*, *Neocabreria pennivenia*), isso ocorre por que são espécies que não se encontram na árvore filogenética GBOTB.extended.tre, que é utilizada pelo pacote V.PhyloMaker. Encontramos também um resultado ausente para a produtividade de outras quatro espécies, são elas: *Citronella gongonha*, *Lonchocarpus sericeus*, *Simarouba versicolor*, *Xylosma venosa*. Isso deve-se ao fato de apresentarem produtividade igual a zero. Nesse caso as consideramos como “não aplicado”.

Sugerimos que nossos resultados sejam utilizados como uma ferramenta para subsidiar a escolha de espécies a serem implementadas em projetos de restauração, recuperação de áreas degradadas, bem como, fomentar decisões de espécies a serem contempladas em programas de conservação. Por exemplo a Tabela 1 nos mostra que a espécie *Zeyheria tuberculosa* se enquadra no critério VU da IUCN, apresenta alta biomassa, baixo ED (com parentes próximos), frequência e número de indivíduos médios, mas alta perda de produtividade e alta probabilidade de exclusão. Já a espécie *Meliosma sellowii* não possui classificação da IUCN, apresenta biomassa muito baixa, é uma

espécie de alto ED (poucos parentes próximos), muito baixa frequência, pouco indivíduos e baixo ganho produtividade. A espécie *Curatella americana* possui probabilidade de exclusão muito alta e não possui classificação da IUCN, além disso, possui alto ED, biomassa mediana, muito baixa frequência e baixo número de indivíduos.

Tabela 1 – Espécies monitoradas e seus atributos ao longo do tempo. ACWB: biomassa; ED: distintividade evolutiva; Prod.: produtividade; IUCN: critério de avaliação da The International Union for Conservation of Nature; CR: criticamente em perigo; EN: em perigo; VU: vulnerável; NT: quase ameaçada; LC: pouco preocupante; DD: com deficiência de dados; NA: não avaliado.

Espécies	Familia	AGWB	ED	Frequência	Nº indivíduos	Prod.	Prod. (perda)	Probabilidade de exclusão	IUCN	Nº sites
<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	Leguminosae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Acinodendron trianae</i> (Cogn.) Kuntze	Melastomataceae	baixa	muito baixo	média	médio	média		baixa	NA	3
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	Leguminosae	média	baixo	muito baixa	baixo		média	muito alta	NA	1
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	Leguminosae	média	médio	alta	médio	média		baixa	NA	7
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	baixa	baixo	baixa	médio	média		muito baixa	NA	2
<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	Euphorbiaceae	baixa	baixo	média	médio	média		baixa	NA	3
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	Euphorbiaceae	média	baixo	baixa	alto		média	baixa	NA	2
<i>Aegiphila fluminensis</i> Vell.	Lamiaceae	média	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Lamiaceae	baixa	baixo	alta	baixo	baixa		média	NA	8
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Lamiaceae	média	baixo	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	Opiliaceae	média	alto	alta	médio	média		média	NA	8
<i>Aiouea glaziovii</i> (Mez) R.Rohde	Lauraceae	alta	baixo	alta	baixo	alta		baixa	NA	8
<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	Lauraceae	muito baixa	baixo	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	Leguminosae	média	baixo	alta	médio	média		baixa	NA	14
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Euphorbiaceae	baixa	médio	alta	baixo	média		muito baixa	NA	11
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	alta	médio	muito baixa	alto	alta		baixa	NA	1
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	muito alta	médio	alta	alto	alta		baixa	NA	9
<i>Alibertia rotunda</i> (Cham.) K.Schum.	Rubiaceae	muito baixa	muito baixo	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	baixa	baixo	média	médio	média		muito baixa	NA	5
<i>Allophylus laevigatus</i> (Turcz.) Radlk.	Sapindaceae	baixa	baixo	média	baixo	média		baixa	NA	5
<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	Sapindaceae	muito baixa	baixo	média	baixo		média	alta	NA	5
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	Verbenaceae	baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Aleis floribunda</i> Schott	Rubiaceae	média	baixo	média	médio	média		muito baixa	NA	5

<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	Rubiaceae	baixa	baixo	baixa	baixo		média	alta	NA	2
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	média	muito baixo	alta	médio	média		baixa	NA	8
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	Rubiaceae	alta	muito baixo	muito alta	alto	alta		muito baixa	NA	18
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	Leguminosae	média	médio	média	médio	alta		baixa	NT	5
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Leguminosae	alta	baixo	alta	alto		alta	alta	NA	12
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	Leguminosae	muito alta	baixo	baixa	muito alto	muito alta		muito baixa	NA	2
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Leguminosae	média	médio	alta	médio		média	baixa	NA	7
<i>Andira ormosioides</i> Benth.	Leguminosae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Aniba canelilla</i> (Kunth) Mez	Lauraceae	muito baixa	muito baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae	média	muito baixo	média	médio	média		baixa	NA	6
<i>Annona cacans</i> Warm.	Annonaceae	média	baixo	muito alta	médio	média		muito baixa	LC	17
<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	Annonaceae	média	baixo	média	alto	média		baixa	LC	6
<i>Annona leptopetala</i> (R.E.Fr.) H.Rainer	Annonaceae	muito baixa	baixo	média	baixo	média		média	LC	6
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	Annonaceae	baixa	baixo	média	baixo	baixa		baixa	NA	3
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	Annonaceae	média	baixo	muito alta	médio	média		baixa	NA	16
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Leguminosae	média	alto	muito baixa	baixo	alta		baixa	VU	1
<i>Aralia bahiana</i> J. Wen	Araliaceae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Aralia warmingiana</i> (Marchal) J.Wen	Araliaceae	média	médio	alta	baixo	média		muito baixa	LC	11
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucariaceae	alta	alto	baixa	médio		alta	baixa	EN	2
<i>Aspidosperma australe</i> Müll.Arg.	Apocynaceae	muito alta	baixo	média	alto	alta		alta	LC	6
<i>Aspidosperma cuspa</i> (Kunth) Blake	Apocynaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	Apocynaceae	média	baixo	alta	baixo	alta		baixa	LC	8
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A.DC.	Apocynaceae	média	baixo	média	médio	média		baixa	NA	4
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	Apocynaceae	alta	baixo	alta	médio	alta		baixa	NA	8
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	Apocynaceae	alta	baixo	alta	baixo	alta		muito baixa	NA	7
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	Apocynaceae	alta	baixo	média	baixo	alta		muito baixa	NT	4
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart. & Zucc.	Apocynaceae	média	baixo	alta	médio		média	alta	NA	8
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	Apocynaceae	alta	baixo	média	baixo		muito alta	média	LC	4
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll.Arg.	Apocynaceae	alta	baixo	alta	médio	média		muito baixa	LC	9
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	Apocynaceae	média	baixo	muito baixa	alto	média		baixa	NA	1

<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Anacardiaceae	média	baixo	média	médio		alta	alta	LC	5
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Anacardiaceae	média	baixo	média	baixo	média		baixa	LC	3
<i>Astronium urundeuva</i> (M.Alemão) Engl.	Anacardiaceae	muito alta	baixo	alta	muito alto		muito alta	baixa	NA	11
<i>Aureliana velutina</i> Sendtn.	Solanaceae	muito baixa	baixo	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Austrocritonia velutina</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	Compositae	média	-	média	baixo	média		muito baixa	NA	3
<i>Austroeupatorium inulaefolium</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	Compositae	média	médio	muito baixa	baixo		alta	muito alta	NA	1
<i>Baccharis oblongifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Compositae	muito baixa	médio	média	baixo		baixa	média	NA	3
<i>Balfourodendron molle</i> (Miq.) Pirani	Rutaceae	média	médio	média	médio	média		muito baixa	NA	4
<i>Banara parviflora</i> (A.Gray) Benth.	Salicaceae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	Rubiaceae	média	muito baixo	baixa	médio	média		baixa	LC	2
<i>Bathysa nicholsonii</i> K.Schum.	Rubiaceae	média	muito baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Bauhinia catingae</i> Harms	Leguminosae	baixa	médio	muito baixa	médio	média		muito baixa	NA	1
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Leguminosae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Leguminosae	média	médio	média	médio		média	baixa	NA	4
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	Leguminosae	média	médio	alta	médio	média		baixa	NA	9
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	Leguminosae	média	alto	baixa	médio		alta	muito baixa	NA	2
<i>Beilschmiedia angustifolia</i> Kosterm.	Lauraceae	alta	médio	muito baixa	alto		alta	baixa	NA	1
<i>Beilschmiedia taubertiana</i> (Schwacke & Mez) Kosterm.	Lauraceae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	baixa		muito baixa	NA	1
<i>Blanchetiodendron blanchetii</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes *	Leguminosae	alta	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	média	médio	muito alta	médio	média		muito baixa	LC	15
<i>Bougainvillea fasciculata</i> Heimerl	Nyctaginaceae	muito baixa	médio	muito baixa	muito baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	Nyctaginaceae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo		média	baixa	NA	1
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Leguminosae	alta	baixo	média	médio	alta		baixa	NT	5
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	muito baixa	médio	baixa	baixo		muito baixa	baixa	NA	2
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	Malpighiaceae	média	baixo	muito alta	médio	média		muito baixa	NA	16
<i>Byrsonima myricifolia</i> Griseb.	Malpighiaceae	alta	baixo	baixa	baixo	alta		baixa	NA	2
<i>Byrsonima variabilis</i> A.Juss.	Malpighiaceae	alta	baixo	muito baixa	médio	alta		baixa	LC	1
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	alta	médio	muito alta	médio	alta		baixa	NA	18
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	Leguminosae	baixa	baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2

<i>Callisthene fasciculata</i> Mart.	Vochysiaceae	média	médio	média	baixo		média	alta	NA	4
<i>Callisthene major</i> Mart.	Vochysiaceae	muito alta	médio	média	médio		alta	baixa	NA	3
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Clusiaceae	alta	alto	alta	médio	alta		muito baixa	NA	7
<i>Calycorectes acutatus</i> (Miq.) Toledo	Myrtaceae	alta	alto	alta	alto	alta		baixa	LC	14
<i>Calyptranthes grandiflora</i> O.Berg	Myrtaceae	baixa	baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2
<i>Calyptranthes widgreniana</i> O.Berg	Myrtaceae	alta	baixo	alta	médio	alta		muito baixa	NA	12
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	Myrtaceae	média	baixo	alta	baixo	média		baixa	NA	8
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae	média	baixo	alta	baixo	média		baixa	NA	11
<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae	baixa	baixo	média	baixo		baixa	baixa	NA	3
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Myrtaceae	média	baixo	alta	baixo	média		baixa	LC	8
<i>Capsicum parvifolium</i> Sendtn.	Solanaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	muito baixo	média		baixa	NA	1
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	alta	alto	alta	baixo	alta		muito baixa	NA	8
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	Lecythidaceae	alta	alto	alta	baixo	alta		alta	EN	8
<i>Cariniana rubra</i> Gardner ex Miers	Lecythidaceae	média	alto	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A Gray	Achariaceae	muito baixa	alto	baixa	baixo	baixa		alta	NA	2
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Salicaceae	média	baixo	alta	alto	média		muito baixa	NA	8
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Salicaceae	média	baixo	muito alta	médio	média		baixa	NA	18
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Salicaceae	baixa	baixo	média	baixo	média		baixa	LC	3
<i>Casearia indet</i>	Salicaceae	muito baixa	baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	Salicaceae	baixa	baixo	alta	médio		baixa	baixa	LC	11
<i>Casearia mariquitensis</i> Kunth	Salicaceae	média	baixo	média	médio	média		baixa	NA	3
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Salicaceae	média	baixo	muito alta	médio	média		alta	NA	16
<i>Casearia rupestris</i> Eichler	Salicaceae	baixa	baixo	muito baixa	médio		média	baixa	NA	1
<i>Casearia selloana</i> Eichler	Salicaceae	média	baixo	alta	médio		baixa	alta	NA	7
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	média	baixo	muito alta	alto	média		baixa	NA	18
<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.	Salicaceae	baixa	baixo	alta	baixo	baixa		média	NA	9
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	Leguminosae	alta	médio	alta	médio	alta		muito baixa	NA	8
<i>Cavanillesia umbellata</i> Ruiz & Pav.	Malvaceae	muito alta	baixo	alta	médio	média		baixa	LC	7
<i>Cecropia glaziovii</i> Snelthl.	Urticaceae	baixa	baixo	alta	baixo	média		alta	NA	8
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Urticaceae	média	baixo	baixa	médio	média		muito baixa	NA	2
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	baixa	baixo	alta	baixo		média	média	NA	8

<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	média	médio	muito alta	baixo		média	média	VU	18
<i>Ceiba pubiflora</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	Malvaceae	média	baixo	alta	baixo		alta	alta	NA	7
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	Malvaceae	alta	baixo	média	baixo		média	muito baixa	NA	5
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	Cannabaceae	baixa	alto	média	baixo	média		média	NA	6
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Cannabaceae	baixa	alto	média	médio		média	muito baixa	NA	4
<i>Cenostigma macrophyllum</i> Tul.	Leguminosae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo		média	baixa	NA	1
<i>Cenostigma pluviosum</i> (DC.) E. Gagnon & G.P. Lewis	Leguminosae	alta	médio	alta	muito alto		muito alta	baixa	NA	10
<i>Centrolobium sclerophyllum</i> H.C.Lima	Leguminosae	média	baixo	baixa	médio		média	baixa	LC	2
<i>Cestrum laevigatum</i> Schltldl.	Solanaceae	média	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Cestrum schlechtendalii</i> G.Don	Solanaceae	média	baixo	baixa	médio	média		muito baixa	NA	2
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	Celastraceae	média	médio	baixa	baixo	média		alta	NA	2
<i>Chionanthus crassifolius</i> (Mart.) P.S.Green	Oleaceae	baixa	alto	média	baixo	média		muito baixa	NA	4
<i>Chloroleucon dumosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	Leguminosae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	Leguminosae	média	baixo	muito baixa	baixo		média	baixa	NA	1
<i>Chloroleucon tortum</i> (Mart.) Pittier	Leguminosae	baixa	baixo	muito baixa	baixo		média	muito alta	NT	1
<i>Chomelia brasiliana</i> A.Rich.	Rubiaceae	média	muito baixo	média	alto		média	baixa	NA	4
<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.	Rubiaceae	média	muito baixo	média	médio		média	alta	NA	3
<i>Chomelia sericea</i> Müll.Arg.	Rubiaceae	baixa	muito baixo	alta	baixo	média		muito baixa	NA	10
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Sapotaceae	baixa	baixo	média	baixo	média		muito baixa	NA	6
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Sapotaceae	média	baixo	alta	médio		média	muito baixa	NA	8
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	Canellaceae	baixa	alto	média	baixo		média	muito baixa	NA	3
<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	Lauraceae	média	baixo	média	baixo	média		muito baixa	LC	5
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard	Cardiopteridaceae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	não aplicado	não aplicado	baixa	NA	1
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	Cardiopteridaceae	baixa	médio	média	baixo	média		baixa	NA	5
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Clethraceae	alta	alto	alta	médio	alta		muito baixa	LC	14
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	Clusiaceae	baixa	baixo	média	baixo	média		baixa	LC	3
<i>Clusia nemorosa</i> G.Mey.	Clusiaceae	média	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Clusia organensis</i> Planch. & Triana	Clusiaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1

<i>Cnidocolus oligandrus</i> (Müll.Arg.) Pax	Euphorbiaceae	alta	baixo	alta	médio		alta	muito baixa	NA	8
<i>Coccoloba alnifolia</i> Casar.	Polygonaceae	alta	médio	média	médio	alta		baixa	NA	3
<i>Coccoloba brasiliensis</i> Nees & Mart.	Polygonaceae	média	médio	média	médio	média		baixa	NA	6
<i>Coccoloba warmingii</i> Meisn.	Polygonaceae	alta	médio	média	médio	alta		baixa	NA	4
<i>Coffea arabica</i> L.	Rubiaceae	muito baixa	muito baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Rhamnaceae	alta	médio	média	médio	alta		baixa	LC	5
<i>Combretum duarteanum</i> Cambess.	Combretaceae	alta	médio	alta	muito alto		alta	baixa	NA	11
<i>Combretum leprosum</i> Mart.	Combretaceae	alta	médio	média	muito alto		muito alta	baixa	NA	5
<i>Combretum mellifluum</i> Eichler	Combretaceae	alta	médio	muito baixa	médio		muito alta	baixa	NA	1
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	Burseraceae	alta	médio	alta	alto	alta		baixa	NA	9
<i>Connarus regnellii</i> G.Schellenb.	Connaraceae	média	alto	alta	médio	média		baixa	NA	12
<i>Copaifera coriacea</i> Mart.	Leguminosae	baixa	médio	muito baixa	baixo		média	muito alta	NA	1
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Leguminosae	muito alta	médio	muito alta	muito alto	alta		baixa	NA	17
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Boraginaceae	média	baixo	alta	médio	média		baixa	NA	7
<i>Cordia glabrata</i> (Mart.) A.DC.	Boraginaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	baixa		baixa	NA	1
<i>Cordia incognita</i> Gottschling & J.S.Mill.	Boraginaceae	baixa	baixo	média	baixo		média	muito baixa	NA	4
<i>Cordia magnoliifolia</i> Cham.	Boraginaceae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Cordia oncocalyx</i> Allem-Ão	Boraginaceae	baixa	baixo	alta	médio	média		muito baixa	NA	7
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Boraginaceae	alta	baixo	alta	médio	alta		baixa	NA	12
<i>Cordia trichoclada</i> DC.	Boraginaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo		baixa	muito alta	LC	1
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	Boraginaceae	média	baixo	média	médio	média		alta	NA	6
<i>Cordiaera concolor</i> (Cham.) Kuntze	Rubiaceae	média	muito baixo	alta	médio	média		muito baixa	NA	12
<i>Cordiaera elliptica</i> (Cham.) Kuntze	Rubiaceae	média	muito baixo	muito baixa	alto		média	baixa	NA	1
<i>Cordiaera myrciifolia</i> (K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete	Rubiaceae	alta	muito baixo	baixa	alto	alta		baixa	NA	2
<i>Cordiaera sessilis</i> (Vell.) Kuntze	Rubiaceae	baixa	muito baixo	média	baixo		média	alta	NA	4
<i>Couratari pyramidata</i> (Vell.) Kunth	Lecythidaceae	média	alto	muito baixa	médio	média		baixa	EN	1
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	Urticaceae	muito alta	médio	média	médio	alta		baixa	NA	3
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	Rubiaceae	baixa	baixo	alta	médio	média		muito baixa	NA	12
<i>Croton erythroxyloides</i> Baill.	Euphorbiaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	muito baixo	baixa		muito baixa	NA	1
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae	alta	baixo	muito alta	médio	média		alta	NA	15
<i>Croton grandivelum</i> Baill.	Euphorbiaceae	alta	baixo	média	alto	alta		baixa	NA	4

<i>Croton organensis</i> Baill.	Euphorbiaceae	baixa	baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2
<i>Croton salutaris</i> Casar.	Euphorbiaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo		média	muito alta	NA	1
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	média	baixo	média	médio		média	muito baixa	NA	6
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Lauraceae	alta	baixo	muito alta	médio	alta		baixa	NA	17
<i>Cryptocarya micrantha</i> Meisn.	Lauraceae	baixa	baixo	média	baixo	média		muito baixa	NA	3
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.	Lauraceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	baixa		baixa	NA	1
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	Lauraceae	média	baixo	muito baixa	médio	alta		baixa	NA	1
<i>Cupania emarginata</i> Cambess.	Sapindaceae	baixa	baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	Sapindaceae	média	baixo	média	médio	média		alta	NA	4
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	Sapindaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	baixa		baixa	NA	1
<i>Cupania paniculata</i> Cambess.	Sapindaceae	média	baixo	média	baixo	média		baixa	NA	3
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	Sapindaceae	média	baixo	baixa	médio	média		baixa	NA	2
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae	média	baixo	alta	médio	média		muito baixa	NA	9
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Radlk.	Sapindaceae	alta	baixo	muito alta	alto	média		muito baixa	NA	19
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	baixa	alto	muito baixa	baixo		média	muito alta	NA	1
<i>Cybianthus amplus</i> (Mez) G.Agostini	Primulaceae	alta	baixo	muito baixa	baixo		média	baixa	NA	1
<i>Cybianthus cuneifolius</i> Mart.	Primulaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	baixa		muito baixa	NA	1
<i>Cybianthus detergens</i> Mart.	Primulaceae	muito baixa	baixo	baixa	baixo	baixa		muito baixa	NA	2
<i>Cybianthus peruvianus</i> (A.DC.) Miq.	Primulaceae	média	baixo	média	baixo		média	baixa	NA	3
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae	muito baixa	baixo	média	baixo		baixa	baixa	NA	4
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	Capparaceae	baixa	alto	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Cyrtocarpa caatingae</i> J.D.Mitch. & Daly	Anacardiaceae	média	baixo	média	baixo	média		muito baixa	LC	4
<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	Leguminosae	média	baixo	muito baixa	médio	média		baixa	NA	1
<i>Dalbergia acuta</i> Benth.	Leguminosae	baixa	baixo	baixa	baixo		baixa	muito baixa	NA	2
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	Leguminosae	baixa	baixo	muito baixa	baixo		média	baixa	NA	1
<i>Dalbergia cearensis</i> Ducke	Leguminosae	média	baixo	alta	médio		alta	alta	NA	9
<i>Dalbergia foliolosa</i> Benth.	Leguminosae	média	baixo	média	médio		média	alta	NA	5
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Leguminosae	baixa	baixo	média	baixo	média		média	NA	6
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Leguminosae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	Leguminosae	média	baixo	média	baixo	média		baixa	VU	3
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	Leguminosae	alta	baixo	muito alta	médio		média	alta	NA	15

<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart.	Thymelaeaceae	baixa	baixo	média	baixo	muito baixa		alta	NA	5
<i>Daphnopsis coriacea</i> Taub.	Thymelaeaceae	muito baixa	baixo	baixa	baixo	baixa		média	NA	2
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	Thymelaeaceae	média	baixo	alta	médio	média		muito baixa	NA	14
<i>Daphnopsis martii</i> Meisn.	Thymelaeaceae	média	baixo	baixa	médio		muito baixa	baixa	NA	2
<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.	Thymelaeaceae	média	baixo	alta	médio	média		muito baixa	NA	10
<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera	Compositae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Deguelia hatschbachii</i> A.M.G.Azevedo	Leguminosae	média	-	média	baixo		média	muito baixa	NA	3
<i>Deguelia nitidula</i> (Benth.) A.M.G.Azevedo & R.A.Camargo	Leguminosae	baixa	-	muito baixa	baixo		baixa	baixa	NA	1
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	Araliaceae	média	baixo	alta	alto		média	baixa	LC	12
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Sapindaceae	alta	alto	baixa	baixo	alta		baixa	NA	2
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	Dicksoniaceae	média	muito alto	muito baixa	baixo		média	muito alta	EN	1
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss.	Rutaceae	alta	alto	baixa	médio		alta	baixa	NA	2
<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	Sapindaceae	alta	médio	média	médio	alta		baixa	LC	4
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Ebenaceae	média	médio	média	médio		média	alta	LC	6
<i>Diospyros lasiocalyx</i> A.DC.	Ebenaceae	média	médio	baixa	médio		média	baixa	NA	2
<i>Diploptropis ferruginea</i> Benth.	Leguminosae	média	médio	média	baixo	média		alta	NA	5
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	Winteraceae	baixa	alto	muito baixa	baixo	baixa		baixa	LC	1
<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	Annonaceae	média	baixo	média	médio	média		muito baixa	LC	4
<i>Duguetia riedeliana</i> R.E.Fr.	Annonaceae	alta	baixo	muito baixa	alto	alta		baixa	NA	1
<i>Duguetia salicifolia</i> R.E.Fr.	Annonaceae	alta	baixo	muito baixa	baixo	alta		baixa	LC	1
<i>Duranta vestita</i> Cham.	Verbenaceae	alta	médio	muito baixa	muito alto		alta	baixa	NA	1
<i>Endlicheria glomerata</i> Mez	Lauraceae	muito baixa	muito baixo	muito baixa	baixo		baixa	muito alta	NA	1
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Lauraceae	média	muito baixo	alta	médio		alta	baixa	NA	11
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Leguminosae	média	baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2
<i>Enterolobium timbouva</i> Mart.	Leguminosae	alta	baixo	média	baixo	alta		baixa	NA	3
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	Compositae	alta	baixo	alta	alto		alta	baixa	NA	7
<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	Malvaceae	média	baixo	alta	baixo	média		muito baixa	NA	9
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	Leguminosae	média	baixo	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Leguminosae	muito baixa	baixo	muito baixa	muito baixo	baixa		baixa	NA	1

<i>Erythroxylum betulaceum</i> Mart.	Erythroxylaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo		média	muito alta	NA	1
<i>Erythroxylum caatingae</i> Plowman	Erythroxylaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	baixa	baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	Erythroxylaceae	muito baixa	baixo	baixa	baixo	média		alta	NA	2
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St.-Hil.	Erythroxylaceae	muito baixa	baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	LC	2
<i>Erythroxylum revolutum</i> Mart.	Erythroxylaceae	baixa	baixo	baixa	médio	média		baixa	NA	2
<i>Erythroxylum vacciniifolium</i> Mart.	Erythroxylaceae	média	baixo	baixa	médio	média		baixa	NA	2
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Rutaceae	baixa	médio	alta	baixo	média		muito baixa	NA	7
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	Rutaceae	alta	médio	média	baixo	alta		alta	LC	3
<i>Eugenia adenantha</i> O.Berg	Myrtaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Eugenia bimarginata</i> DC.	Myrtaceae	média	baixo	média	baixo	média		baixa	NA	4
<i>Eugenia blastantha</i> (O.Berg) D.Legrand	Myrtaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	Myrtaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo		média	muito alta	LC	1
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	Myrtaceae	média	baixo	alta	médio	média		baixa	LC	7
<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	Myrtaceae	baixa	baixo	alta	baixo	média		alta	NA	12
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	Myrtaceae	baixa	baixo	baixa	médio		média	baixa	NA	2
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	Myrtaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	LC	1
<i>Eugenia florida</i> DC.	Myrtaceae	média	baixo	alta	médio	média		baixa	LC	14
<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	Myrtaceae	baixa	baixo	média	baixo	média		muito baixa	NA	6
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	Myrtaceae	média	baixo	alta	médio		baixa	baixa	LC	9
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Myrtaceae	baixa	baixo	média	baixo		média	alta	NA	5
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	Myrtaceae	média	baixo	muito baixa	alto		alta	baixa	NA	1
<i>Eugenia malacantha</i> D.Legrand	Myrtaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	EN	1
<i>Eugenia mansoi</i> O.Berg	Myrtaceae	média	baixo	média	médio	média		baixa	NA	4
<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	Myrtaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Eugenia neomyrtifolia</i> Sobral	Myrtaceae	média	baixo	muito baixa	médio	média		baixa	NA	1
<i>Eugenia pisiformis</i> Cambess.	Myrtaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		muito baixa	LC	1
<i>Eugenia prasina</i> O.Berg	Myrtaceae	alta	baixo	muito baixa	alto	média		baixa	LC	1
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	baixa		baixa	NA	1
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Myrtaceae	média	baixo	baixa	baixo		média	baixa	NA	2

<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	Myrtaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Eugenia sonderiana</i> O.Berg	Myrtaceae	baixa	baixo	alta	baixo	média		média	NA	9
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	alta	baixo	alta	muito alto		média	muito baixa	NA	9
<i>Eugenia widgrenii</i> Sond. ex O.Berg	Myrtaceae	baixa	baixo	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Eumachia cymuligera</i> (Müll.Arg.) C.M.Taylor & Razafim	Rubiaceae	baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Euplassa legalis</i> (Vell.) I.M.Johnst.	Proteaceae	baixa	médio	alta	baixo	média		média	NA	9
<i>Euplassa organensis</i> (Gardner) I.M.Johnst.	Proteaceae	alta	médio	média	baixo	média		baixa	NA	3
<i>Euplassa rufa</i> (Loes.) Sleumer	Proteaceae	baixa	médio	baixa	baixo	média		alta	NA	2
<i>Faramea hyacinthina</i> Mart.	Rubiaceae	média	baixo	média	médio	média		muito baixa	NA	3
<i>Faramea latifolia</i> (Cham. & Schtdl.) DC.	Rubiaceae	alta	baixo	alta	alto	alta		baixa	NA	10
<i>Ferdinandusa speciosa</i> (Pohl) Pohl	Rubiaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo		muito baixa	baixa	NA	1
<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott in Spreng.	Moraceae	baixa	baixo	média	baixo	média		baixa	NA	3
<i>Ficus calyptroceras</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	muito baixa	baixo	muito baixa	muito baixo	baixa		baixa	LC	1
<i>Ficus crocata</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	muito alta	muito baixo	baixa	baixo	muito alta		baixa	NA	2
<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.	Moraceae	média	baixo	alta	baixo	média		baixa	NA	10
<i>Ficus insipida</i> Willd.	Moraceae	média	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Ficus nymphaeifolia</i> Mill.	Moraceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth	Moraceae	baixa	muito baixo	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Ficus pertusa</i> L.f.	Moraceae	baixa	muito baixo	média	baixo	média		muito baixa	NA	5
<i>Ficus trigona</i> L.f.	Moraceae	média	muito baixo	muito baixa	baixo	alta		baixa	NA	1
<i>Frangula sphaerosperma</i> (Sw.) Kartesz & Gandhi	Rhamnaceae	baixa	médio	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2
<i>Fraunhoferia multiflora</i> Mart.	Celastraceae	alta	médio	muito baixa	médio	alta		baixa	NA	1
<i>Fridericia bahiensis</i> (Schauer ex DC.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae	média	baixo	alta	alto	média		baixa	NA	8
<i>Galipea ciliata</i> Taub.	Rutaceae	alta	médio	baixa	muito alto		alta	baixa	NA	2
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	Rutaceae	alta	médio	alta	muito alto	alta		baixa	NA	11
<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	Clusiaceae	baixa	alto	alta	baixo	média		média	NA	11
<i>Geissanthus ambiguus</i> G.Agostini	Primulaceae	muito baixa	alto	baixa	baixo		baixa	baixa	NA	2
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	média	muito baixo	muito baixa	médio		baixa	baixa	LC	1
<i>Goniorrhachis marginata</i> Taub.	Leguminosae	muito alta	médio	alta	alto		muito alta	alta	NA	8

<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrad.) H.Keng	Theaceae	alta	médio	média	baixo	alta		baixa	NA	3
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	baixa	baixo	média	baixo	média		muito baixa	NA	3
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Nyctaginaceae	baixa	baixo	alta	médio	média		baixa	LC	8
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae	alta	baixo	muito alta	alto	média		baixa	NA	17
<i>Guapira tomentosa</i> (Casar.) Lundell	Nyctaginaceae	baixa	baixo	baixa	baixo		média	baixa	NA	2
<i>Guapira venosa</i> (Choisy) Lundell	Nyctaginaceae	baixa	baixo	baixa	baixo		média	muito baixa	NA	2
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Meliaceae	baixa	baixo	média	baixo	média		baixa	NA	3
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Meliaceae	média	baixo	alta	médio	média		muito baixa	NA	7
<i>Gutteria australis</i> A.St.-Hil.	Annonaceae	média	baixo	muito alta	médio	média		muito baixa	LC	20
<i>Gutteria latifolia</i> R.E.Fr.	Annonaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Gutteria pohliana</i> Schldtl.	Annonaceae	alta	baixo	baixa	alto	alta		baixa	NA	2
<i>Gutteria sellowiana</i> Schldtl.	Annonaceae	baixa	baixo	média	baixo	baixa		muito baixa	NA	3
<i>Gutteria villosissima</i> A.St.-Hil.	Annonaceae	alta	baixo	baixa	médio		alta	muito baixa	NA	2
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae	média	médio	alta	médio		baixa	muito baixa	NA	9
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schldtl.	Rubiaceae	média	muito baixo	média	médio		muito baixa	baixa	NA	4
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schldtl.	Rubiaceae	muito baixa	muito baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Guibourtia chodatiana</i> Hassl.	Leguminosae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	alta	muito baixo	muito baixa	médio	média		baixa	LC	1
<i>Handroanthus catarinensis</i> (A.H.Gentry) S.Grose	Bignoniaceae	alta	muito baixo	muito baixa	médio	alta		baixa	LC	1
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.)Mattos	Bignoniaceae	alta	muito baixo	média	médio	média		alta	NA	6
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Bignoniaceae	baixa	muito baixo	média	baixo	média		baixa	LC	3
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae	alta	muito baixo	alta	médio		muito alta	baixa	NT	9
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	muito alta	muito baixo	alta	muito alto	alta		baixa	NA	11
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	Bignoniaceae	alta	muito baixo	alta	médio	média		alta	NA	11
<i>Handroanthus spongiosus</i> (Rizzini) S.Grose	Bignoniaceae	alta	muito baixo	alta	muito alto		alta	baixa	EN	7
<i>Handroanthus vellosi</i> (Toledo) Mattos	Bignoniaceae	média	muito baixo	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	Olcaceae	baixa	alto	média	baixo	média		muito baixa	NA	6
<i>Helicteres brevispira</i> A.St.-Hil.	Malvaceae	muito baixa	baixo	média	baixo	média		muito baixa	NA	3
<i>Helicteres ovata</i> Lam.	Malvaceae	muito baixa	baixo	média	baixo	baixa		baixa	NA	3

<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	média	médio	média	médio	média		alta	NA	4
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Chrysobalanaceae	baixa	médio	média	baixo	média		baixa	NA	4
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	Chrysobalanaceae	baixa	médio	média	baixo	média		muito baixa	NA	5
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Leguminosae	baixa	médio	muito baixa	baixo		muito baixa	baixa	NA	1
<i>Huberia nettoana</i> Brade	Melastomataceae	muito alta	médio	muito baixa	alto		alta	baixa	NT	1
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	Phyllanthaceae	alta	alto	média	médio	alta		baixa	NA	5
<i>Hyeronima ferruginea</i> (Tul.)	Phyllanthaceae	alta	alto	baixa	médio	alta		baixa	NA	2
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Leguminosae	alta	baixo	média	baixo	alta		muito baixa	LC	6
<i>Hymenaea martiana</i> Hayne	Leguminosae	alta	baixo	baixa	baixo		muito alta	muito alta	LC	2
<i>Hyptidendron asperrimum</i> (Spreng.) Harley	Lamiaceae	alta	médio	baixa	médio		alta	baixa	LC	2
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	Aquifoliaceae	alta	médio	média	muito alto	baixa		média	NA	5
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	Aquifoliaceae	baixa	médio	alta	baixo		baixa	muito baixa	NA	13
<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	Aquifoliaceae	média	médio	alta	baixo		média	média	NA	8
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Aquifoliaceae	média	médio	baixa	baixo	média		alta	LC	2
<i>Ilex sapotifolia</i> Reissek	Aquifoliaceae	baixa	médio	média	baixo	média		baixa	NA	3
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	Aquifoliaceae	alta	médio	baixa	alto	alta		baixa	NA	2
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	Leguminosae	baixa	muito baixo	média	baixo	média		baixa	NA	3
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.	Leguminosae	média	muito baixo	alta	baixo	média		muito baixa	NA	7
<i>Inga semialata</i> (Vell.) Mart.	Leguminosae	baixa	muito baixo	média	baixo		média	média	NA	6
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Leguminosae	alta	muito baixo	média	médio		baixa	baixa	NA	3
<i>Inga striata</i> Benth.	Leguminosae	média	muito baixo	média	médio	média		alta	NA	6
<i>Inga tenuis</i> (Vell.) Mart.	Leguminosae	alta	muito baixo	muito baixa	alto		média	baixa	NA	1
<i>Inga vera</i> Willd.	Leguminosae	alta	muito baixo	alta	médio	alta		muito baixa	NA	11
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	Rubiaceae	alta	baixo	muito alta	alto	alta		baixa	NA	15
<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	Rubiaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Jacaranda brasiliiana</i> (Lam.) Pers.	Bignoniaceae	média	baixo	média	baixo		alta	alta	NA	4
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	Bignoniaceae	alta	baixo	alta	médio	média		muito baixa	LC	10
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Bignoniaceae	baixa	baixo	alta	baixo	média		muito baixa	LC	10
<i>Jacaranda subalpina</i> Morawetz	Bignoniaceae	média	baixo	baixa	baixo		média	baixa	NA	2
<i>Jacaratia corumbensis</i> Kuntze	Caricaceae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	baixa		baixa	NA	1
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	Caricaceae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	baixa		muito baixa	LC	1
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Euphorbiaceae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	baixa		baixa	NA	1

<i>Kielmeyera lathrophyton</i> Saddi	Calophyllaceae	baixa	alto	baixa	baixo		baixa	alta	NA	2
<i>Lachesiodendron viridiflorum</i> (Kunth) P.G.Ribeiro, L.P.Queiroz & Luckow	Leguminosae	média	-	média	baixo	média		baixa	NA	5
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	Lacistemataceae	muito baixa	alto	média	baixo	baixa		média	NA	5
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Lythraceae	média	médio	alta	médio	média		baixa	LC	9
<i>Lafoensia vandelliana</i> Cham. & Schtdl.	Lythraceae	baixa	médio	média	médio	média		baixa	NA	4
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Cunoniaceae	alta	alto	alta	médio	média		alta	NA	11
<i>Laplacea tomentosa</i> (Mart.) G.Don	Theaceae	média	médio	baixa	médio	média		baixa	NA	2
<i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn.	Melastomataceae	muito baixa	muito baixo	muito baixa	baixo		média	baixa	NA	1
<i>Leandra melastomoides</i> Raddi	Melastomataceae	baixa	muito baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Leandra quinquedentata</i> (DC.) Cogn.	Melastomataceae	média	muito baixo	baixa	médio		muito alta	baixa	NA	2
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes	Leguminosae	média	baixo	alta	médio	média		baixa	NA	12
<i>Leucochloron limae</i> Barneby & J.W.Grimes	Leguminosae	média	baixo	média	médio		alta	baixa	NT	4
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Leguminosae	baixa	médio	muito baixa	baixo		muito baixa	baixa	NA	1
<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	Chrysobalanaceae	baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) Kuntze	Chrysobalanaceae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	baixa		baixa	NA	1
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Anacardiaceae	alta	baixo	média	médio		alta	baixa	NA	6
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	Leguminosae	alta	baixo	média	baixo	média		baixa	NA	5
<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC.	Leguminosae	muito baixa	baixo	muito baixa	muito baixo	não aplicado	não aplicado	baixa	NA	1
<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	média	baixo	média	baixo	média		muito baixa	LC	4
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	alta	baixo	alta	médio	alta		baixa	NA	10
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	alta	baixo	alta	médio	alta		muito baixa	NA	14
<i>Luehea paniculata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	muito baixa	baixo	média	baixo		média	média	NA	3
<i>Luetzelburgia andrade-limae</i> H.C.Lima	Leguminosae	média	baixo	baixa	alto	alta		baixa	NA	2
<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke	Leguminosae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Leguminosae	média	baixo	alta	alto		alta	muito baixa	NA	11
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Leguminosae	baixa	baixo	média	baixo	média		baixa	NA	3
<i>Machaerium condensatum</i> Kuhl. & Hoehne	Leguminosae	média	baixo	muito baixa	alto	média		baixa	NA	1
<i>Machaerium debile</i> (Vell.) Stelfeld	Leguminosae	muito baixa	baixo	muito baixa	muito baixo	baixa		baixa	NA	1

<i>Machaerium declinatum</i> (Vell.) Stellfeld.	Leguminosae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	baixa		baixa	NA	1
<i>Machaerium floridum</i> (Mart. ex Benth.) Ducke	Leguminosae	baixa	baixo	baixa	baixo		alta	baixa	NA	2
<i>Machaerium isadelphum</i> (E.Mey.) Amshoff	Leguminosae	média	baixo	muito alta	médio	média		baixa	NA	16
<i>Machaerium leucopterum</i> Vogel	Leguminosae	média	baixo	média	médio		alta	alta	NA	3
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Leguminosae	alta	baixo	muito alta	médio	alta		baixa	LC	16
<i>Machaerium punctatum</i> (Poir.) Pers.	Leguminosae	muito alta	baixo	média	alto	muito alta		baixa	NA	4
<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	Leguminosae	alta	baixo	média	baixo		alta	alta	NA	3
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Leguminosae	alta	baixo	alta	alto	média		baixa	NA	10
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Leguminosae	alta	baixo	muito alta	médio	alta		baixa	LC	22
<i>Machaonia acuminata</i> Bonpl.	Rubiaceae	baixa	baixo	média	médio	média		muito baixa	NA	4
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	Moraceae	média	médio	alta	médio	média		baixa	NA	9
<i>Macropelplus dentatus</i> (Perkins) I.Santos & Peixoto	Monimiaceae	média	baixo	baixa	médio		média	baixa	NA	2
<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	Magnoliaceae	alta	alto	média	alto		alta	baixa	LC	4
<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	Sapindaceae	média	alto	baixa	baixo	média		baixa	LC	2
<i>Malouetia arborea</i> (Vell.) Miers	Apocynaceae	alta	médio	muito baixa	baixo	alta		baixa	LC	1
<i>Manihot anomala</i> Pohl	Euphorbiaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Manihot caerulescens</i> Pohl	Euphorbiaceae	baixa	baixo	muito baixa	médio	média		muito baixa	NA	1
<i>Manihot dichotoma</i> Ule	Euphorbiaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Manihot tripartita</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo		média	muito alta	NA	1
<i>Manilkara triflora</i> (Allemão) Monach.	Sapotaceae	média	médio	muito baixa	baixo	alta		baixa	NA	1
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	alta	baixo	média	médio	alta		baixa	NA	3
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	Myrtaceae	média	baixo	média	médio	média		muito baixa	NA	4
<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	Myrtaceae	muito baixa	baixo	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	baixa	baixo	média	baixo		média	média	NA	5
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae	alta	baixo	alta	alto	média		muito baixa	NA	13
<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	Sapindaceae	baixa	baixo	alta	baixo	média		muito baixa	NA	7
<i>Matayba marginata</i> Radlk.	Sapindaceae	média	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Matayba mollis</i> Radlk.	Sapindaceae	alta	baixo	muito baixa	médio	alta		baixa	NA	1
<i>Maytenus glazioviana</i> Loes.	Celastraceae	média	médio	média	médio	média		baixa	NA	6
<i>Maytenus robusta</i> Reissek.	Celastraceae	alta	médio	baixa	alto	alta		baixa	LC	2

<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	Sabiaceae	muito baixa	alto	muito baixa	baixo	baixa		baixa	NA	1
<i>Meriania claussenii</i> (Naudin) Triana	Melastomataceae	alta	baixo	baixa	médio	alta		baixa	NA	2
<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	Rutaceae	alta	médio	alta	alto	média		baixa	NA	11
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Melastomataceae	muito baixa	muito baixo	baixa	baixo		baixa	baixa	NA	2
<i>Miconia argyrophylla</i> DC.	Melastomataceae	alta	muito baixo	baixa	baixo		alta	baixa	NA	2
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	Melastomataceae	baixa	muito baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2
<i>Miconia chartacea</i> Triana	Melastomataceae	média	muito baixo	alta	alto	média		baixa	NA	7
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	Melastomataceae	alta	muito baixo	média	médio		muito alta	média	NA	3
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Melastomataceae	média	muito baixo	alta	médio		alta	muito baixa	NA	12
<i>Miconia corallina</i> Spring	Melastomataceae	muito baixa	muito baixo	baixa	baixo		baixa	alta	NA	2
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	Melastomataceae	baixa	muito baixo	média	médio	média		muito baixa	NA	3
<i>Miconia eichleri</i> Cogn.	Melastomataceae	baixa	muito baixo	muito baixa	médio		média	baixa	LC	1
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	Melastomataceae	baixa	muito baixo	média	baixo	média		média	NA	6
<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	Melastomataceae	baixa	muito baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Miconia paniculata</i> (DC.) Naudin	Melastomataceae	baixa	muito baixo	muito baixa	médio		média	baixa	NA	1
<i>Miconia pepericarpa</i> DC.	Melastomataceae	baixa	muito baixo	média	médio		média	alta	NA	3
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	Melastomataceae	média	muito baixo	muito baixa	médio	alta		baixa	NA	1
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	Melastomataceae	baixa	muito baixo	baixa	baixo		média	média	NA	2
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	Melastomataceae	média	muito baixo	alta	médio		média	muito baixa	NA	10
<i>Miconia theizans</i> (Bonpl.) Cogn.	Melastomataceae	muito baixa	muito baixo	muito baixa	baixo		baixa	muito alta	NA	1
<i>Miconia tristis</i> Spring	Melastomataceae	muito baixa	muito baixo	muito baixa	muito baixo	baixa		muito baixa	NA	1
<i>Miconia urophylla</i> DC.	Melastomataceae	média	muito baixo	alta	médio		média	muito baixa	NA	7
<i>Miconia willdenowii</i> Klotzsch ex Naudin	Melastomataceae	média	muito baixo	alta	médio	alta		muito baixa	LC	10
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Leguminosae	baixa	baixo	média	médio		média	alta	NA	5
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	Monimiaceae	média	baixo	alta	médio	média		baixa	LC	10
<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	Monimiaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Mollinedia lanceolata</i> Ruiz & Pav.	Monimiaceae	alta	baixo	baixa	alto	alta		muito baixa	NA	2
<i>Mollinedia longifolia</i> Perkins	Monimiaceae	alta	baixo	muito baixa	alto	alta		baixa	NA	1
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	Monimiaceae	média	baixo	alta	médio	alta		baixa	NA	12
<i>Monteverdia aquifolia</i> (Mart.) Biral.	Celastraceae	baixa	alto	média	baixo	baixa		baixa	NA	3
<i>Monteverdia communis</i> (Reissek) Biral	Celastraceae	média	alto	média	baixo	média		alta	NA	5
<i>Monteverdia evonymoides</i> (Reissek) Biral.	Celastraceae	média	alto	média	médio	média		baixa	NA	5

<i>Monteverdia gonoclada</i> (Mart.)	Celastraceae	média	alto	muito alta	médio	média		muito baixa	NA	19
<i>Monteverdia ilicifolia</i> (Mart. ex Reissek) Biral	Celastraceae	baixa	alto	média	médio	média		baixa	NA	3
<i>Monteverdia quadrangulata</i> (Schrad.) Biral	Celastraceae	baixa	alto	muito baixa	médio	média		baixa	NA	1
<i>Monteverdia rigida</i> Mart.	Celastraceae	baixa	alto	muito baixa	médio		média	muito alta	NA	1
<i>Moquiniastrum paniculatum</i> (Less.) G.Sancho	Asteraceae	média	médio	média	baixo	média		baixa	NA	3
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	Asteraceae	baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Mouriri glazioviana</i> Cogn.	Melastomataceae	média	médio	média	baixo	média		baixa	NA	4
<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo.	Leguminosae	baixa	baixo	média	baixo	média		baixa	NA	5
<i>Muelleria montana</i> (M.J.Silva & AMG.Azevedo) M.J.Silva & AMG.Azevedo	Leguminosae	média	baixo	média	baixo	média		alta	NA	6
<i>Myrceugenia acutiflora</i> (Kiaersk.) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae	média	médio	muito baixa	médio	média		baixa	NA	1
<i>Myrceugenia bracteosa</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae	alta	médio	alta	médio		média	muito baixa	EN	10
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae	média	baixo	alta	baixo	média		muito baixa	LC	8
<i>Myrceugenia rufescens</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae	muito baixa	baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	LC	2
<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	Myrtaceae	baixa	baixo	média	baixo	média		muito baixa	NA	4
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	Myrtaceae	média	baixo	média	médio	média		muito baixa	NA	6
<i>Myrcia amplexicaulis</i> (Vell.) Hook.f.	Myrtaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Myrcia anacardiifolia</i> Gardner	Myrtaceae	média	baixo	média	médio	média		baixa	NA	3
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	média	baixo	média	baixo	média		muito baixa	LC	6
<i>Myrcia hebetata</i> DC.	Myrtaceae	baixa	baixo	alta	baixo	média		média	NA	13
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Myrtaceae	alta	baixo	alta	alto	média		baixa	NA	8
<i>Myrcia multipunctata</i> Mazine.	Myrtaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo		baixa	baixa	NA	1
<i>Myrcia mutabilis</i> (O.Berg) N.Silveira	Myrtaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo		baixa	baixa	NA	1
<i>Myrcia neobrasiliensis</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	Myrtaceae	média	baixo	média	alto	média		baixa	NA	3
<i>Myrcia neoclusifolia</i> A.R.Lourenço & E.Lucas.	Myrtaceae	média	baixo	muito alta	médio	alta		muito baixa	NA	15

<i>Myrcia obovata</i> (O.Berg) Nied.	Myrtaceae	muito baixa	baixo	média	baixo	média		baixa	LC	6
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	Myrtaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	baixa		baixa	LC	1
<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	Myrtaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	muito baixo	média		baixa	NA	1
<i>Myrcia retorta</i> Cambess.	Myrtaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	média	baixo	muito alta	alto		média	baixa	NA	19
<i>Myrcia subcordata</i> DC.	Myrtaceae	média	baixo	alta	médio	média		muito baixa	NA	12
<i>Myrcia teuscheriana</i> (O.Berg) M.F.Santos	Myrtaceae	média	baixo	muito baixa	médio	alta		baixa	NA	1
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	média	baixo	alta	médio		média	muito baixa	NA	13
<i>Myrcia vellozoana</i> O.Berg,	Myrtaceae	média	baixo	alta	baixo	média		muito baixa	NA	13
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	Myrtaceae	média	baixo	alta	alto		média	baixa	LC	13
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	Myrtaceae	média	baixo	alta	médio	média		média	LC	12
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	Myrtaceae	média	baixo	média	baixo	média		muito baixa	DD	4
<i>Myroxylon balsamum</i> (L.) Harms	Leguminosae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Leguminosae	alta	médio	média	baixo	média		baixa	LC	4
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. *	Primulaceae	baixa	baixo	alta	baixo	média		média	NA	7
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	Primulaceae	média	baixo	alta	alto		média	média	NA	9
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Primulaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo		média	muito alta	NA	1
<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	Primulaceae	muito baixa	baixo	baixa	baixo		muito baixa	alta	NA	2
<i>Myrsine leuconeura</i> Mart.	Primulaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo		média	baixa	NA	1
<i>Myrsine lineata</i> (Mez) Imkhan.	Primulaceae	baixa	baixo	média	baixo	média		muito baixa	NA	6
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Primulaceae	média	baixo	muito alta	alto		alta	muito baixa	NA	17
<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Kuhlm.) Carauta	Moraceae	alta	médio	baixa	alto	alta		baixa	LC	2
<i>Nectandra cissiflora</i> Nees	Lauraceae	média	muito baixo	média	baixo	média		muito baixa	LC	4
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Lauraceae	média	muito baixo	muito alta	médio		média	muito baixa	NA	15
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Lauraceae	média	muito baixo	média	baixo	média		baixa	NA	6
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	média	muito baixo	alta	baixo	média		média	NA	9
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Lauraceae	baixa	muito baixo	média	baixo	média		baixa	NA	3
<i>Nectandra nitidula</i> Nees	Lauraceae	média	muito baixo	alta	médio		média	muito baixa	NA	11
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	Lauraceae	média	muito baixo	muito alta	médio	média		média	NA	19

<i>Neocabreria pennivenia</i> (B.L.Rob.) R.M.King & H.Rob.	Compositae	baixa	-	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Neomitranthes warmingiana</i> (Kiaersk.) Mattos	Myrtaceae	média	alto	muito baixa	baixo	alta		baixa	NA	1
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae	alta	muito baixo	alta	médio	alta		muito baixa	NT	10
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	baixa	muito baixo	média	baixo	média		muito baixa	NA	6
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	alta	muito baixo	muito alta	médio	alta		baixa	NA	20
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	alta	muito baixo	muito alta	médio	alta		baixa	NA	16
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	Lauraceae	baixa	muito baixo	média	baixo	média		alta	NA	3
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	Lauraceae	média	muito baixo	alta	baixo	baixa		média	NA	11
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	Lauraceae	baixa	muito baixo	média	baixo		média	muito baixa	LC	3
<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	Lauraceae	baixa	muito baixo	média	baixo	média		baixa	NA	3
<i>Ocotea minarum</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae	alta	muito baixo	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Lauraceae	alta	muito baixo	muito alta	alto	alta		baixa	EN	18
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae	baixa	muito baixo	média	baixo	média		alta	NT	5
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae	média	muito baixo	alta	médio	média		muito baixa	LC	14
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	Lauraceae	alta	muito baixo	muito baixa	médio	média		baixa	LC	1
<i>Ocotea spixiana</i> (Nees) Mez	Lauraceae	muito baixa	muito baixo	muito baixa	baixo	baixa		muito baixa	NA	1
<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae	média	muito baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	Lauraceae	muito baixa	muito baixo	muito baixa	muito baixo	baixa		muito baixa	NA	1
<i>Oreopanax capitatus</i> (Jacq.) Decne. & Planch.	Araliaceae	muito baixa	baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	LC	2
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Leguminosae	média	baixo	alta	baixo	média		muito baixa	NA	7
<i>Ormosia fastigiata</i> Tul.	Leguminosae	média	baixo	média	baixo	média		muito baixa	NA	6
<i>Ouratea blanchetiana</i> (Planch.) Engl.	Ochnaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	baixa		baixa	NA	1
<i>Ouratea floribunda</i> (A.St.-Hil.) Engl.	Ochnaceae	média	baixo	baixa	baixo		baixa	baixa	NA	2
<i>Ouratea parviflora</i> (A.DC.) Baill.	Ochnaceae	média	baixo	baixa	baixo	alta		baixa	NA	2
<i>Ouratea salicifolia</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Engl.	Ochnaceae	média	baixo	muito baixa	médio		alta	baixa	NA	1
<i>Ouratea semiserrata</i> (Mart. & Nees) Engl.	Ochnaceae	baixa	baixo	alta	baixo	média		muito baixa	NA	8
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Leguminosae	baixa	baixo	média	baixo		média	muito baixa	NA	5
<i>Peltogyne angustiflora</i> Ducke	Leguminosae	baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Leguminosae	média	médio	baixa	baixo	alta		baixa	NA	2
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Peraceae	alta	alto	muito alta	alto	alta		muito baixa	NA	16

<i>Persea major</i> (Meisn.) L.E.Kopp	Lauraceae	alta	baixo	alta	baixo	média		baixa	NA	10
<i>Persea rufotomentosa</i> Nees & Mart.	Lauraceae	alta	baixo	baixa	médio	alta		baixa	NT	2
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	Lauraceae	baixa	baixo	média	baixo		média	média	LC	6
<i>Picramnia glazioviana</i> Engl.	Picramniaceae	muito baixa	alto	média	baixo	média		baixa	NA	3
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	Picramniaceae	baixa	alto	média	baixo	média		muito baixa	LC	5
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl.	Simaroubaceae	média	alto	baixa	baixo	média		muito baixa	LC	2
<i>Pilocarpus spicatus</i> A.St.-Hil.	Rutaceae	média	médio	baixa	médio	média		baixa	NA	2
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	Myrtaceae	média	baixo	alta	baixo	média		alta	NA	7
<i>Piper aduncum</i> L.	Piperaceae	muito baixa	médio	baixa	baixo		muito baixa	média	NA	2
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Piperaceae	muito baixa	médio	média	baixo	média		muito baixa	NA	4
<i>Piper cernuum</i> Vell.	Piperaceae	baixa	médio	baixa	médio		média	alta	NA	2
<i>Piptadenia adiantoides</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Leguminosae	média	baixo	muito baixa	baixo	alta		baixa	NA	1
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Leguminosae	alta	baixo	alta	alto	alta		baixa	LC	9
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	Compositae	média	baixo	baixa	baixo		média	alta	NA	2
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	Compositae	média	baixo	alta	baixo	média		muito baixa	NA	9
<i>Pisonia zapallo</i> Griseb.	Nyctaginaceae	média	baixo	média	baixo		baixa	baixa	NA	3
<i>Plathyenia reticulata</i> Benth.	Leguminosae	alta	médio	média	médio		alta	alta	LC	5
<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	Leguminosae	alta	médio	alta	médio	alta		baixa	NA	14
<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	Leguminosae	baixa	médio	média	baixo		média	média	NA	3
<i>Platymiscium pubescens</i> Micheli	Leguminosae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Leguminosae	alta	médio	alta	médio		média	muito baixa	NA	13
<i>Pleroma arboreum</i> Gardner.	Melastomataceae	média	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Pleroma fissinervium</i> Gardner	Melastomataceae	baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Pleroma stenocarpum</i> Triana	Melastomataceae	baixa	médio	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	Myrtaceae	baixa	alto	média	baixo	média		muito baixa	NA	4
<i>Plinia grandifolia</i> (Mattos) Sobral	Myrtaceae	muito baixa	alto	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	Podocarpaceae	muito baixa	alto	muito baixa	baixo	média		muito baixa	LC	1
<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzsch ex Endl.	Podocarpaceae	média	alto	muito baixa	baixo	média		baixa	LC	1
<i>Poeppigia procera</i> C.Presl	Leguminosae	média	alto	muito baixa	médio		alta	baixa	NA	1
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	Rubiaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	LC	1
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	Urticaceae	média	médio	baixa	baixo	baixa		baixa	NA	2

<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	Sapotaceae	alta	baixo	muito baixa	baixo	alta		baixa	NA	1
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	Sapotaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo		alta	baixa	NA	1
<i>Pouteria gardneriana</i> (A.DC.) Radlk.	Sapotaceae	média	baixo	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Pouteria glomerata</i> (Miq.) Radlk.	Sapotaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	LC	1
<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	Salicaceae	muito baixa	médio	média	baixo	média		muito baixa	NA	3
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	média	baixo	alta	baixo		média	baixa	NA	7
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	Burseraceae	alta	baixo	alta	muito alto	alta		baixa	NA	12
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	Burseraceae	alta	baixo	muito alta	alto	alta		baixa	NA	17
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae	alta	alto	muito alta	médio	média		muito baixa	NA	18
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	Malvaceae	média	baixo	média	baixo	média		baixa	LC	5
<i>Pseudobombax indet</i>	Malvaceae	alta	baixo	muito baixa	médio	alta		baixa	NA	1
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart.) A.Robyns	Malvaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil., Juss. & Cambess.) A.Robyns	Malvaceae	média	baixo	média	baixo	média		baixa	LC	5
<i>Pseudobombax simplicifolium</i> A.Robyns	Malvaceae	alta	baixo	muito baixa	alto		alta	baixa	NA	1
<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart.) A.Robyns	Malvaceae	média	baixo	baixa	baixo		média	baixa	LC	2
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	Leguminosae	alta	baixo	média	muito alto		alta	baixa	NA	3
<i>Pseudopiptadenia leptostachya</i> (Benth.) Rauschert	Leguminosae	alta	baixo	alta	alto	alta		média	NA	7
<i>Pseudopiptadenia warmingii</i> (Benth.) G.P.Lewis & M.P.Lima	Leguminosae	média	baixo	muito baixa	médio	média		baixa	NA	1
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Myrtaceae	baixa	baixo	alta	baixo	média		média	NA	7
<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	Myrtaceae	média	baixo	alta	baixo	média		muito baixa	NA	9
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltld.) Wawra	Rubiaceae	média	baixo	muito baixa	alto		média	baixa	NA	1
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	Rubiaceae	média	baixo	média	muito alto	média		alta	NA	3
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Rubiaceae	média	baixo	alta	alto		média	média	NA	12
<i>Pterocarpus villosus</i> (Mart. ex Benth.) Benth.	Leguminosae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Pterocarpus zehntneri</i> Harms	Leguminosae	alta	baixo	média	médio	média		baixa	NA	6
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Leguminosae	alta	médio	muito baixa	médio	alta		baixa	LC	1
<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.	Malpighiaceae	baixa	médio	alta	médio	média		baixa	NA	10
<i>Ptilochaeta glabra</i> Nied.	Malpighiaceae	baixa	médio	baixa	médio	média		baixa	NA	2
<i>Qualea cordata</i> Spreng.	Vochysiaceae	alta	baixo	média	baixo	alta		muito baixa	NA	5

<i>Qualea cryptantha</i> (Spreng.) Warm.	Vochysiaceae	média	baixo	alta	baixo	média		muito baixa	NA	7
<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	Vochysiaceae	média	baixo	baixa	médio	média		baixa	NA	2
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	muito baixa	baixo	baixa	muito baixo		baixa	alta	NA	2
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	média	baixo	média	baixo	média		alta	NA	4
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Rubiaceae	baixa	muito baixo	alta	médio	baixa		alta	NA	12
<i>Randia calycina</i> Cham.	Rubiaceae	muito baixa	muito baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Rhamnaceae	média	médio	média	baixo	média		alta	NA	3
<i>Rhamnidium molle</i> Reissek	Rhamnaceae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo		média	muito alta	NA	1
<i>Rollinia dolabripetala</i> (Raddi) G.Don	Annonaceae	média	baixo	muito alta	médio	média		muito baixa	NA	15
<i>Rollinia mucosa</i> (Jacq.) Baill.	Annonaceae	baixa	baixo	muito baixa	médio	baixa		baixa	NA	1
<i>Rollinia neolaurifolia</i> H. Rainer	Annonaceae	média	baixo	alta	baixo	média		média	NA	10
<i>Roupala longepetiolata</i> Pohl	Proteaceae	média	médio	média	baixo		média	muito baixa	NA	4
<i>Roupala montana</i> Aubl. *	Proteaceae	alta	médio	muito alta	médio	média		baixa	NA	15
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	Rubiaceae	alta	baixo	alta	alto		média	média	NA	8
<i>Rudgea recurva</i> Müll.Arg.	Rubiaceae	média	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Rudgea triflora</i> Benth.	Rubiaceae	alta	baixo	baixa	muito alto	alta		baixa	NT	2
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	Rubiaceae	baixa	baixo	média	baixo		média	baixa	NA	4
<i>Ruprechtia apetala</i> Wedd.	Polygonaceae	média	médio	média	médio	média		muito baixa	NA	4
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	Polygonaceae	média	médio	alta	médio	média		muito baixa	NA	12
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	Humiriaceae	alta	alto	média	baixo	alta		baixa	NA	3
<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	Celastraceae	média	médio	alta	médio	média		alta	NA	11
<i>Salix humboldtiana</i> Willd.	Salicaceae	alta	médio	muito baixa	alto	média		baixa	LC	1
<i>Sapium argutum</i> (Müll.Arg.) Huber	Euphorbiaceae	baixa	baixo	média	alto		média	baixa	NA	4
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Euphorbiaceae	média	baixo	alta	baixo		média	muito baixa	NA	8
<i>Sapium haematospermum</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	alta	baixo	muito baixa	médio		média	baixa	NA	1
<i>Sapium obovatum</i> Klotzsch ex Müll.Arg.	Euphorbiaceae	baixa	baixo	média	baixo	baixa		baixa	NA	3
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll.Arg.	Phyllanthaceae	média	alto	baixa	baixo		alta	alta	LC	2
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	Araliaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	Araliaceae	alta	baixo	muito alta	médio	média		muito baixa	LC	16
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Anacardiaceae	alta	baixo	alta	médio	alta		alta	LC	9
<i>Schinus lentiscifolia</i> Marchand	Anacardiaceae	média	baixo	média	baixo	média		muito baixa	NA	3
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Anacardiaceae	alta	baixo	média	médio	alta		alta	NA	3

<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Leguminosae	baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A.DC.	Schoepfiaceae	média	alto	média	baixo	média		baixa	NA	3
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Euphorbiaceae	alta	baixo	baixa	muito alto		média	baixa	NA	2
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	Euphorbiaceae	alta	baixo	muito alta	muito alto	alta		baixa	NA	17
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	Phytolaccaceae	média	alto	média	baixo		alta	baixa	LC	3
<i>Senegalia bahiensis</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Leguminosae	muito baixa	muito baixo	muito baixa	muito baixo	média		baixa	NA	1
<i>Senegalia langsdorffii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Leguminosae	baixa	muito baixo	média	baixo	média		baixa	NA	3
<i>Senegalia martii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Leguminosae	baixa	muito baixo	média	baixo		média	alta	NA	4
<i>Senegalia paganuccii</i> Seigler, Ebinger & Ribeiro.	Leguminosae	baixa	muito baixo	média	médio	média		muito baixa	NA	3
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Leguminosae	alta	muito baixo	alta	médio	alta		baixa	NA	13
<i>Senegalia recurva</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Leguminosae	média	muito baixo	muito baixa	baixo		alta	baixa	NA	1
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Leguminosae	baixa	médio	alta	baixo		média	média	NA	8
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Leguminosae	baixa	médio	média	baixo		média	média	NA	5
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S.Irwin & Barneby	Leguminosae	média	médio	média	médio		alta	alta	NA	4
<i>Senna velutina</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	Leguminosae	média	médio	média	médio		média	média	NA	4
<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.	Simaroubaceae	muito baixa	alto	muito baixa	baixo	não aplicado	não aplicado	baixa	NA	1
<i>Simira pikia</i> (K.Schum.) Steyerl.	Rubiaceae	média	baixo	muito baixa	médio	média		baixa	NA	1
<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerl.	Rubiaceae	baixa	baixo	muito baixa	médio	média		baixa	NA	1
<i>Siparuna brasiliensis</i> (Spreng.) A.DC.	Siparunaceae	muito baixa	alto	muito baixa	baixo		baixa	baixa	LC	1
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae	baixa	alto	alta	médio	média		média	NA	11
<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proensa & Sobral	Myrtaceae	média	alto	alta	médio	média		muito baixa	NA	12
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	Myrtaceae	alta	alto	muito alta	médio	média		alta	LC	17
<i>Siphoneugena kiaerskoviana</i> (Burret) Kausel	Myrtaceae	média	alto	média	médio	média		baixa	NA	3
<i>Siphoneugena reitzii</i> D.Legrand	Myrtaceae	média	alto	média	médio		média	muito baixa	LC	6
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Elaeocarpaceae	muito alta	alto	média	baixo	alta		muito baixa	NA	3
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	Elaeocarpaceae	média	alto	alta	baixo	média		alta	LC	14

<i>Solanum bullatum</i> Vell.	Solanaceae	muito baixa	baixo	baixa	baixo		média	alta	LC	2
<i>Solanum caavurana</i> Vell.	Solanaceae	baixa	baixo	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	Solanaceae	muito baixa	baixo	média	baixo	baixa		muito baixa	NA	3
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	Solanaceae	média	baixo	muito baixa	médio	média		baixa	LC	1
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Solanaceae	muito baixa	baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	LC	2
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	Solanaceae	média	baixo	alta	médio		média	muito baixa	LC	9
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Solanaceae	média	baixo	alta	baixo	média		média	LC	8
<i>Solanum sellowianum</i> Sendtn.	Solanaceae	média	baixo	muito baixa	médio	média		baixa	NA	1
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	Solanaceae	média	baixo	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	Moraceae	baixa	baixo	muito alta	médio	média		média	NA	18
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	Moraceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		muito baixa	LC	1
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	Bignoniaceae	alta	baixo	muito baixa	médio		média	baixa	NA	1
<i>Spondias mombin</i> L.	Anacardiaceae	média	baixo	baixa	baixo	alta		baixa	NA	2
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	Anacardiaceae	média	baixo	média	médio	média		baixa	NA	3
<i>Spondias venulosa</i> (Engl.) Engl.	Anacardiaceae	alta	baixo	muito baixa	médio	média		baixa	NA	1
<i>Sterculia striata</i> A.St.-Hil. & Naudin	Malvaceae	alta	médio	média	médio		média	baixa	NA	4
<i>Stillingia saxatilis</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae	baixa	baixo	baixa	médio		média	baixa	NA	2
<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	Loganiaceae	muito baixa	alto	muito baixa	baixo	média		muito baixa	NA	1
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	Leguminosae	média	baixo	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Styrax camporum</i> Pohl	Styracaceae	baixa	baixo	média	médio		média	média	NA	6
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	Styracaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Styrax latifolius</i> Pohl	Styracaceae	baixa	baixo	alta	baixo	média		muito baixa	NA	11
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Styracaceae	baixa	baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2
<i>Styrax pohlii</i> A.DC.	Styracaceae	baixa	baixo	média	baixo	média		muito baixa	NA	3
<i>Swartzia flaemingii</i> Raddi	Leguminosae	muito baixa	médio	baixa	baixo		baixa	alta	NA	2
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	Leguminosae	média	médio	alta	médio		alta	baixa	NA	10
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart.	Symplocaceae	alta	baixo	alta	médio	alta		alta	NA	8
<i>Symplocos falcata</i> Brand	Symplocaceae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo		baixa	muito alta	LC	1
<i>Symplocos insignis</i> Brand	Symplocaceae	baixa	médio	média	baixo	média		baixa	NA	4
<i>Symplocos oblongifolia</i> Casar.	Symplocaceae	média	médio	muito baixa	baixo	alta		baixa	NA	1
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	Symplocaceae	baixa	baixo	média	baixo		muito baixa	baixa	NA	3

<i>Syzygium finetii</i> (Gagnep.) Merr. & L.M.Perry.	Myrtaceae	baixa	médio	média	baixo	média		alta	NA	4
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Myrtaceae	média	médio	média	médio	média		muito baixa	NA	3
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Bignoniaceae	média	muito baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Tabebuia reticulata</i> A.H.Gentry	Bignoniaceae	baixa	muito baixo	média	médio	média		muito baixa	NA	6
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	Bignoniaceae	baixa	muito baixo	média	médio		baixa	alta	NA	4
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	Apocynaceae	baixa	médio	baixa	baixo		baixa	alta	NA	2
<i>Tachigali denudata</i> (Vogel) Oliveira-Filho	Leguminosae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NT	1
<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	Leguminosae	muito alta	baixo	alta	médio		alta	baixa	NT	9
<i>Talisia esculenta</i> (Cambess.) Radlk.	Sapindaceae	alta	médio	baixa	médio	alta		baixa	NA	2
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	média	baixo	muito alta	médio		média	baixa	NA	16
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	Anacardiaceae	alta	baixo	muito alta	alto	média		baixa	NA	19
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Combretaceae	média	baixo	baixa	baixo		média	baixa	LC	2
<i>Terminalia fagifolia</i> Mart.	Combretaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	Combretaceae	alta	baixo	média	médio	média		muito baixa	NA	6
<i>Terminalia januarensis</i> DC.	Combretaceae	baixa	baixo	muito baixa	baixo	média		baixa	LC	1
<i>Terminalia phaeocarpa</i> Eichler	Combretaceae	alta	baixo	média	alto		alta	média	NA	4
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	Pentaphylacaceae	média	alto	média	baixo		média	alta	LC	6
<i>Tetrorchidium parvulum</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae	alta	médio	muito baixa	alto	alta		baixa	NA	1
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	Melastomataceae	muito alta	médio	muito baixa	muito alto	alta		baixa	NA	1
<i>Toulicia subsquamulata</i> Radlk.	Sapindaceae	alta	alto	baixa	médio	média		muito baixa	NA	2
<i>Tovomitopsis paniculata</i> (Spreng.) Planch. & Triana	Clusiaceae	baixa	baixo	baixa	baixo	média		muito baixa	NA	2
<i>Tovomitopsis saldanhae</i> Engl.	Clusiaceae	alta	baixo	alta	médio	média		baixa	NA	7
<i>Trattinnickia ferruginea</i> Kuhlmann	Burseraceae	muito baixa	médio	muito baixa	muito baixo	baixa		muito baixa	EN	1
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	baixa	alto	média	baixo	média		muito baixa	NA	3
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	Meliaceae	média	médio	alta	médio	média		muito baixa	LC	10
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	Meliaceae	média	baixo	média	baixo	média		muito baixa	NA	6
<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	Meliaceae	média	médio	baixa	médio	média		baixa	NA	2
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	Meliaceae	baixa	baixo	baixa	médio		média	baixa	NA	2
<i>Trichilia glabra</i> L	Meliaceae	alta	baixo	alta	alto	média		baixa	NA	9

<i>Trichilia hirta</i> L.	Meliaceae	média	baixo	média	médio		média	alta	LC	5
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	Meliaceae	baixa	baixo	média	baixo	média		baixa	LC	4
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	Meliaceae	baixa	baixo	alta	baixo	média		muito baixa	LC	8
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Meliaceae	média	baixo	alta	médio	média		muito baixa	NA	7
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	Polygonaceae	alta	médio	muito baixa	médio	alta		baixa	NA	1
<i>Unonopsis guatterioides</i> (A.DC.) R.E.Fr.	Annonaceae	baixa	alto	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Urbanodendron verrucosum</i> (Nees) Mez	Lauraceae	baixa	muito baixo	baixa	baixo	média		baixa	LC	2
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	Urticaceae	baixa	médio	baixa	baixo	média		baixa	NA	2
<i>Vantanea compacta</i> (Schnizl.) Cuatrec.	Humiriacae	alta	alto	média	médio	alta		muito baixa	NA	3
<i>Vataireopsis araroba</i> (Aguiar) Ducke	Leguminosae	baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Compositae	alta	baixo	média	médio		média	baixa	NA	3
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	Compositae	média	baixo	alta	baixo	média		média	NA	13
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	Myristicaceae	alta	alto	média	médio	alta		baixa	EN	3
<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	Hypericaceae	média	médio	alta	médio	média		média	NA	13
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Hypericaceae	baixa	médio	média	baixo		média	muito baixa	NA	4
<i>Vismia magnoliifolia</i> Cham. & Schltdl.	Hypericaceae	média	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Vitex agnus-castus</i> L.	Lamiaceae	baixa	baixo	muito baixa	muito baixo	média		baixa	NA	1
<i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng.	Lamiaceae	média	baixo	muito baixa	médio	baixa		baixa	NA	1
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Lamiaceae	média	baixo	alta	médio	média		baixa	NA	11
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Lamiaceae	média	baixo	alta	baixo		média	alta	NA	14
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	Vochysiaceae	alta	baixo	alta	alto	alta		muito baixa	NA	12
<i>Vochysia oppugnata</i> (Vell.) Warm.	Vochysiaceae	alta	baixo	muito baixa	médio		média	baixa	NA	1
<i>Vochysia riedeliana</i> Stafleu	Vochysiaceae	alta	baixo	muito baixa	baixo	alta		baixa	NT	1
<i>Vochysia schwackeana</i> Warm.	Vochysiaceae	alta	baixo	muito baixa	baixo	alta		baixa	NA	1
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Vochysiaceae	média	baixo	alta	médio	média		média	NA	14
<i>Ximenia americana</i> L.	Olacaceae	alta	alto	baixa	baixo		alta	baixa	NA	2
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Annonaceae	muito baixa	médio	baixa	muito baixo		média	média	LC	2
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Annonaceae	alta	médio	alta	médio	alta		muito baixa	NT	14
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	Salicaceae	baixa	médio	alta	baixo	média		muito baixa	NA	7
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	Salicaceae	média	médio	média	médio		média	baixa	NA	5
<i>Xylosma venosa</i> N.E.Br.	Salicaceae	muito baixa	médio	muito baixa	baixo	não aplicado	não aplicado	baixa	NA	1

<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	Rutaceae	média	médio	alta	baixo	média		alta	NA	7
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Rutaceae	baixa	médio	média	baixo	média		média	NA	6
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.	Rutaceae	média	médio	média	baixo	média		muito baixa	NA	5
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A.St.-Hil. & Tul.	Rutaceae	média	médio	média	baixo		média	baixa	LC	3
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	baixa	médio	alta	baixo	média		muito baixa	NA	14
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	Rutaceae	baixa	médio	média	baixo		média	alta	NA	4
<i>Zanthoxylum stelligerum</i> Turcz.	Rutaceae	baixa	médio	muito baixa	médio	média		baixa	NA	1
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Bignoniaceae	alta	baixo	média	médio		alta	alta	VU	3
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Rhamnaceae	média	médio	média	médio		muito alta	baixa	NA	3
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	Leguminosae	baixa	médio	muito baixa	baixo	média		baixa	NA	1
<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawc. & Rendle	Leguminosae	muito baixa	baixo	muito baixa	baixo		média	muito alta	NA	1

4. DISCUSSÃO

Em tempos de mudanças tão profundas no mundo biológico, há muitas razões para defender a conservação das plantas: por seu potencial evolutivo (Rivers et al. 2014) e / ou pelos serviços ecossistêmicos que fornecem (Leitão et al. 2016) ou preservar as espécies *per se* (Myers et al. 2000). Mesmo reconhecendo sua importância, a maioria das espécies de plantas carece de uma avaliação de risco de extinção global e ou nacional (Ministério do Meio Ambiente 2014; BGCI, 2020; IUCN, 2020). Ainda, do pouco que se sabe sobre o risco de extinção das plantas, muitas vezes esses dados não demonstram a realidade em escalas mais finas. Em nosso estudo pudemos constatar tal fato, pois a partir dos dados de monitoramento, a classificação da IUCN ou era inexistente ou não demonstrava o verdadeiro status das nossas espécies e não apresentaram relação direta entre os critérios da IUCN e nossos dados. A falta de conhecimento de quais plantas estão em maior risco, o que as ameaça e como isso está mudando ao longo do tempo, limita nossa capacidade de formular políticas e ações de conservação, proteger espécies e áreas de maior risco (Lughadha et al. 2020). Esta é uma lacuna que precisa estar em constante preenchimento, por isso os trabalhos de monitoramento de parcelas de longo prazo são tão importantes.

Para as nossas espécies monitoradas, também não houve relação entre o valor de ED e a classificação da IUCN. Uma forma da IUCN avaliar e ajudar na classificação do status das espécies é através do ED. O valor de ED resultante para cada espécie é interpretado como quanta "informação evolutiva" seria perdida se uma espécie fosse extinta; e espécies com os maiores valores de ED geralmente são priorizadas para conservação (Jetz e Pyron 2018; Cavieds-Sollis et al 2020). Entretanto, Davis et al (2011) sugerem utilizar com cautela os critérios da IUCN para plantas, pois, se o objetivo é maximizar a preservação da árvore da vida, deve-se investir as espécies atualmente menos ameaçadas, mas ainda vulneráveis, nos diferentes clados evolutivos, não somente pelos altos valores de ED. Por isso, sugerimos que estudos filogenéticos mais detalhados sejam incorporados aos sistemas de classificação de risco de extinção das espécies de plantas. Pois, preservar o conjunto de espécies que maximiza a diversidade filogenética também maximiza a possibilidade de ter o conjunto certo de características em um futuro incerto (Yessoufou e Davis 2016).

Reconhecemos o importante papel da IUCN na conservação global das espécies,

entretanto, a ocorrência de lacunas geográficas, taxonômicas e temporais; e vieses nas informações coletadas sobre a biodiversidade, tem influenciado na priorização das espécies (Meyer, Weigelt, & Kreft, 2016; Lughadha et al. 2020; Paton, 2020). Eles também surgem, direta e indiretamente, das várias motivações que impulsionam a seleção de espécies para avaliação, resultando maior interesse por exemplo, pelas espécies usadas por humanos (Davis et al. 2019). Por exemplo, em nosso banco de dados, uma das poucas espécies com avaliação da IUCN é a *Cedrela fissilis* que embora seja uma espécie de alta frequência é considerada vulnerável. O seu grande uso pela indústria moveleira pode ser uma das causas da sua vulnerabilidade, mas também por ser uma espécie de uso pelos humanos desperta o interesse pela sua avaliação.

A conservação das plantas tem sofrido ameaças como, redução de habitat, o manejo inadequado dos ambientes, o aumento de espécies invasoras, que têm o potencial de extirpar por completo espécies em escalas locais (Mucova, Leal Filho, Azeiteiro & Pereira, 2018). Por isso, tem surgido a tendência de se proteger locais individuais de alto valor biológico (Butchart et al. 2012; Farooq et al. 2020), e essa mudança de foco tem gerado uma mudança no planejamento da conservação, priorizando não somente os conceitos de conservação global, mas também incluir uma abordagem em escala local, sendo mais receptiva à formulação de políticas em níveis nacionais e mais refinados (Farooq et al. 2020).

Respostas satisfatórias às questões relativas às mudanças na composição da comunidade, produtividade e relações demográficas, serão em geral, mais bem obtidas a partir de parcelas de longo prazo (Sheil, Jennings & Savill 2000). Em um nível mais prático, esses dados fornecem informações importantes para o manejo sustentável de florestas naturais e para políticas conservacionistas. Ao capturarmos e sintetizarmos as informações relevantes de cada espécie em nossos sites de longo prazo, nosso estudo consegue atender aos requisitos necessários para uma boa ferramenta de tomada de decisão para conservação de espécies, podendo ainda ser adaptado a diferentes localidades e escalas geográficas. Acreditamos que esse seja o início da construção de uma metodologia mais prática e eficiente para ser utilizado em programas de recuperação, restauração e conservação das espécies.

Monitorar como as espécies respondem às intervenções de degradação ambiental e gestão é pertinente para desencadear ações de conservação e ajustar as práticas de manejo (Nichols e Williams, 2006; Westgate et al., 2013). Entretanto, não podemos

negligenciar que o déficit de informações, em nosso caso, seja um conjunto de vários fatores como, alto número de espécies, grande extensão geográfica e falta de alocação adequada dos recursos financeiros. Contudo, esperamos que outras iniciativas como a nossa sejam realizadas para suprir esses déficits.

5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos a todos os alunos e professores que contribuíram com a coleta e discussão dos dados ao longo dos 33 anos de pesquisa, com um agradecimento especial ao Professor Ary Teixeira Oliveira-Filho. Agradecemos também à Universidade Federal de Lavras (UFLA), à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela oferta de infraestrutura e financiamento a todos os projetos que permitiram esta pesquisa.

6. REFERENCIAL

BGCI. (2020). ThreatSearch online database. From Botanic Gardens Conservation International. Retrieved from www.bgci.org/threat_search.php

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Portaria MMA nº 443, de 17 de dezembro de 2014. DOU Nº 245 Seção 1, 18 de dezembro de 2014.

BUTCHART, S. H. M., et al. (2012). Protecting important sites for biodiversity contributes to meeting global conservation targets. **PLoS One**, 7: e32529. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032529>

CAVIEDES-SOLIS, I.W.; KIM, N.; LEACHÉ, A.D. (2020) Species IUCN threat status level increases with elevation: a phylogenetic approach for Neotropical tree frog conservation. **Biodiversity and Conservation**. 29: 2515–2537. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01986-8>

DALMASO, C.A. et al. (2020). Spatial and temporal structure of diversity and demographic dynamics along a successional gradient of tropical forests in southern

Brazil. **Ecology and Evolution**. 10:3164–3177. <https://doi.org/10.1002/ece3.5816>

DAVIES T. J. et al. (2011) Extinction Risk and Diversification Are Linked in a Plant Biodiversity Hotspot. **PLOS Biology**. 9: e1000620. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000620>

DAVIS, A. P. et al. (2019). High extinction risk for wild coxee species and implications for coxee sector sustainability. **Science Advances**. 5: eaav3473. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3473>

FAROOQ, H. et al. (2020). WEGE: A new metric for ranking locations for biodiversity conservation. **Diversity and Distributions**. 26: 1456–1466. <https://doi.org/10.1111/ddi.13148>

GAINES, S.D. AND DENNY, M.W. (1993). The Largest, Smallest, Highest, Lowest, Longest, and Shortest: Extremes in Ecology., 74:1677-1692. <https://doi.org/10.2307/1939926>

GOLLADAY, W. et al. (2016). Achievable future conditions as a framework for guiding forest conservation and management, *Forest Ecology and Management*. 360: 80-96. doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.009.

GROSS, A. et al. (2018). Fragmentation as a key driver of tree community dynamics in mixed subtropical evergreen forests in Southern Brazil. **Forest Ecology and Management**. 411:20–26. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.013>

GUERRERO, A. M. et al. (2013). Scale mismatches, conservation planning, and the value of social-network analyses. **Conservation Biology**, 27(1), 35– 44. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01964.x>

HILLEBRAND, H. et al. (2018). Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. **Journal of Applied Ecology**. 55:169–184. doi.org/10.1111/1365-2664.12959

HUMPHREYS, A.M. et al. (2019). Global dataset shows geography and life form

predict modern plant extinction and rediscovery. **Nature Ecology and Evolution** 3:1043–1047. doi.org/10.1038/s41559-019-0906-2

IUCN. (2020). The IUCN red list of threatened species. Version 2020-1. Retrieved from <https://www.iucnredlist.org>

JETZ W, PYRON RA (2018). The interplay of past diversification and evolutionary isolation with present imperilment across the amphibian tree of life. **Nature Ecology & Evolution** 2:850. doi.org/10.1038/s41559-018-0515-5.

JIN, Y. & QIAN, H. (2019). V. PhyloMaker: an R package that can generate very large phylogenies for vascular plants. *Ecography*. <https://doi.org/10.1111/ecog.04434>.

LEITÃO, R. P. et al. (2016). Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. **Proceedings of the Royal Society. B**, 283, 20160084. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0084>

LENTH RUSSELL (2020). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.4.8. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>

LOVEJOY T.E. (2017). Extinction tsunami can be avoided. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. 114:8440-8441. doi.org/10.1073/pnas.1711074114

MEYER, C., WEIGELT, P., & KREFT, H. (2016). Multidimensional biases, gaps and uncertainties in global plant occurrence information. **Ecology Letters**, 19:, 992– 1006. <https://doi.org/10.1111/ele.12624>

MUCOVA, S.A.R. et al. (2018). Assessment of land use and land cover changes from 1979 to 2017 and biodiversity & land management approach in Quirimbas National Park, Northern Mozambique, Africa. **Global Ecology Conservation**. 16, e00447. doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00447

MYERS, N. et al. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403,

853– 858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

NIC LUGHADHA, E. et al. (2020). Extinction risk and threats to plants and fungi. **Plants, People, Planet**. 22: 389–408. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10146>

NICHOLS J.D; WILLIAMS, BK. (2006). Monitoring for conservation, *Trends in Ecology & Evolution*. 21: 668-673. doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007.

PATON, A. et al. (2020). Plant and Fungal collections: Current status, future perspectives. **Plants, People, Planet**. 2:499–514. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10141>

RIVERS, M.C. et al. (2011). How many herbarium specimens are needed to detect threatened species? **Biological Conservation**, 144:2541–2547. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.014>

SHEIL, D., JENNINGS, S., & SAVILL, P. (2000). Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, 16: 865-882. [doi:10.1017/S0266467400001723](https://doi.org/10.1017/S0266467400001723)

SPARKS, T.H. et al. (2011). Linked indicator sets for addressing biodiversity loss. **Oryx**, 45: 411– 419. <https://doi.org/10.1017/S003060531100024X>

VENABLES, W.N. RIPLEY, B.D. (2002). **Modern Applied Statistics with S**. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0

WEI T., SIMKO,V. (2017). R package "corrplot": Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.84). Available from <https://github.com/taiyun/corrplot>

WEITZMAN M.L. (1998). The Noah's Ark Problem. **Econometrica**. 6:1279-1298.

WESTGATE et al. (2013). Adaptive management of biological systems: a review. **Biological Conservation**. 158:128-139. doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.016

WICKHAM, H (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>

YESSOUFOU K., DAVIES T.J. (2016) Reconsidering the Loss of Evolutionary History: How Does Non-random Extinction Prune the Tree-of-Life?. In: Pellens R., Grandcolas P. (eds) Biodiversity Conservation and Phylogenetic Systematics. Topics in Biodiversity and Conservation, vol 14. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-22461-9_4

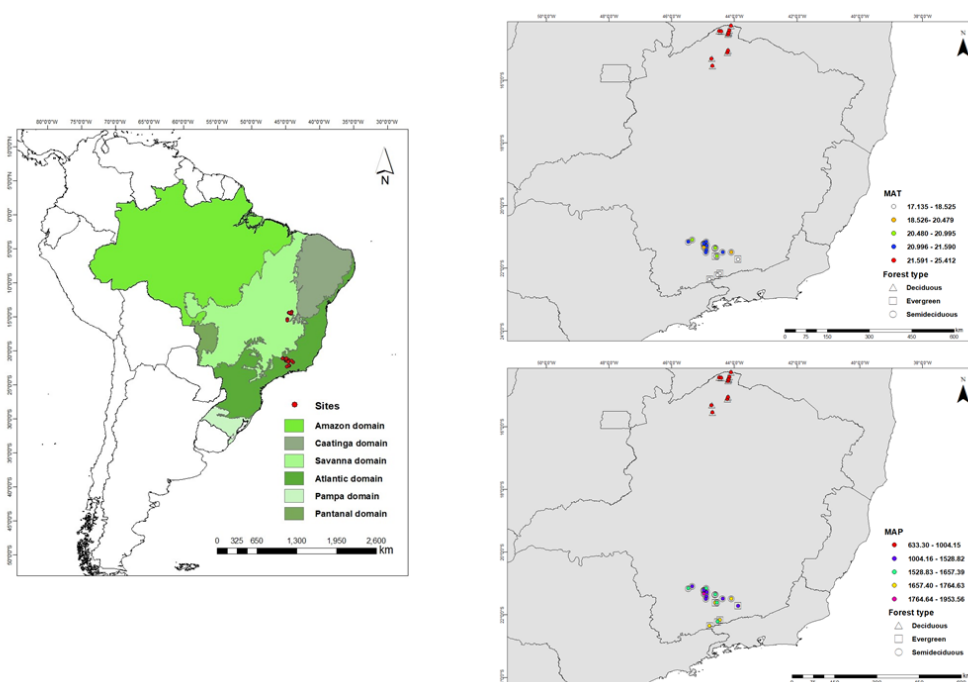


Figura 1. Localização das áreas de estudo ($n = 32$) na América do Sul. MAP (mm) é a precipitação média anual e MAT é a temperatura média anual, obtidos através do WorldClim 2.1 (Fick and Hijmans, 2017).

MATERIAL SUPPLEMENTAR

Table S1. This table shows each site (n = 32) (ForestPlots area code), with their forest type, latitude, longitude, year of the first census, year of the last census, number of the intervals in the site, mean interval length and the sampled area.

Site	Forest type	Latitude	Longitude	First census (yr)	Last census (yr)	Number of intervals	Mean interval length (yr)	Sampled area (ha)
BAH-07	Deciduous forest	-14.470	-44.188	2002	2009	1	7.0	2.40
BOC-01	Evergreen forest	-22.162	-44.466	2004	2009	1	5.0	0.40
BOC-02	Evergreen forest	-22.218	-44.539	2001	2018	3	5.7	1.04
BON-01	Deciduous forest	-15.312	-44.735	2011	2017	1	6.0	0.60
COQ-01	Semideciduous forest	-21.095	-45.348	2006	2019	2	6.5	0.80
COQ-02	Semideciduous forest	-21.155	-45.471	2002	2013	2	5.5	1.00
CRR-01	Evergreen forest	-21.612	-44.612	2000	2018	3	6.0	1.20
DEC-01	Deciduous forest	-14.414	-44.163	2004	2017	3	4.3	1.00
DEC-02	Deciduous forest	-15.550	-44.701	2007	2014	1	7.0	1.20
DEC-03	Deciduous forest	-14.545	-44.211	2004	2017	3	4.3	0.40
DEC-04	Deciduous forest	-14.266	-44.107	2004	2010	1	6.0	0.20
DEC-05	Deciduous forest	-14.432	-44.491	2004	2017	3	4.3	0.20
DEC-06	Deciduous forest	-14.492	-44.184	2004	2017	3	4.3	0.56

IBI-01	Evergreen forest	-21.710	-43.886	1995	2019	4	6.0	0.96
ING-01	Semideciduous forest	-21.410	-44.893	1999	2017	4	4.5	1.00
ITM-01	Evergreen forest	-22.350	-44.795	2011	2017	1	6.0	1.00
ITT-01	Semideciduous forest	-21.352	-44.608	1992	2019	4	6.7	0.94
ITT-02	Semideciduous forest	-21.356	-44.616	1994	2019	4	6.3	0.84
LUM-01	Semideciduous forest	-21.498	-44.913	2000	2018	3	6.0	1.28
MDD-01	Semideciduous forest	-21.489	-44.376	1991	2018	6	4.5	1.60
MON-01	Deciduous forest	-14.440	-44.425	2011	2019	1	8.0	1.00
MTR-01	Semideciduous forest	-21.607	-44.557	2010	2017	2	3.5	1.20
PIE-01	Semideciduous forest	-21.488	-44.101	1999	2010	2	5.5	1.20
PNP-01	Deciduous forest	-15.1208	-44.2273	2011	2020	2	9	1.00
PNP-02	Deciduous forest	-15.0583	-44.2069	2012	2020	2	8	0.8
POC-01	Semideciduous forest	-21.329	-44.972	2000	2011	2	5.5	0.78
POC-03	Semideciduous forest	-21.329	-44.972	2001	2011	2	5.0	1.14
SUB-01	Semideciduous forest	-21.221	-44.963	2000	2016	3	5.3	2.00
SUB-02	Semideciduous forest	-21.228	-44.964	1987	2017	7	4.3	5.04
SUB-03	Semideciduous forest	-21.274	-44.882	1998	2017	4	4.8	1.12
SUB-04	Semideciduous forest	-21.217	-44.980	2000	2017	3	5.7	1.16

SUB-05 Semideciduous forest -21.150 -44.900 2003 2015 4 3.0 0.60

Tabela S2 - Teste de médias da IUCN (Confidence level used: 0.95)

IUCN	Probabilidade	SE	asyp.LCL	asyp.UCL
DD	1.70e-07	0.000179	0.0000	1.000
EN	1.67e-01	0.107583	0.0420	0.477
LC	1.35e-01	0.026233	0.0916	0.195
NT	1.05e-01	0.070406	0.0265	0.337
VU	2.86e-01	0.170747	0.0720	0.673

Tabela S3 - Diferenças entre pares

Contrast	odds.ratio	SE	z.ratio	P value
DD/EN	9.00E-07	0.000894	-0.014	1
DD/LC	1.10E-06	0.001142	-0.013	1
DD/NT	1.50E-06	0.001519	-0.013	1
DD/VU	4.00E-07	0.000447	-0.014	1
EN/LC	1.28E+00	1.03079	0.304	0.9981
EN/NT	1.70E+00	1.830027	0.493	0.988
EN/VU	5.00E-01	0.570088	-0.608	0.9739
LC/NT	1.33E+00	1.037947	0.365	0.9962
LC/VU	3.91E-01	0.338815	-1.084	0.8151
NT/VU	2.94E-01	0.329992	-1.091	0.8114

Tabela S4 - Médias do Status demográfico (interval de confiança usado 0.95)

Status demográfico	Resposta	SE	df	lower.CL	upper.CL
Recrutado	22.7	0.942	1.04E+03	20.9	24.6
Excluído	23	1.227	1.04E+03	20.7	25.5
Sobrevivente	22.4	0.561	1.04E+03	21.3	23.5

Tabela S5 - Diferença entre pares do status demográfico

Contrast	Razão	SE	df	t.razão	p.value
Recrutado/Excluído	9.88E-01	0.0668	1041	-0.181	0.9822
Recrutado/Sobrevivente	1.01E+00	0.0491	1041	0.266	0.9618
Excluído/Sobrevivente	1.03E+00	0.0605	1041	0.426	0.9049

Ajuste do valor P: método tukey para comparar uma família de 3 estimativas

Os testes são realizados na escala logarítmica

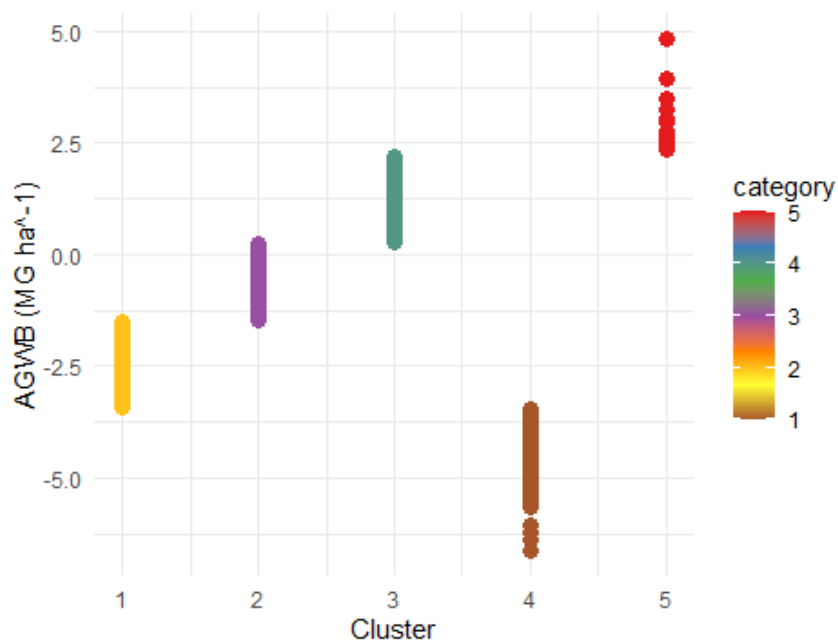


Figura S1 - Dendograma referente a separação das espécies pelo Cluster de acordo com ao seu valor de biomassa. A escala crescente de cores refere-se à categoria a que cada grupo pertence.

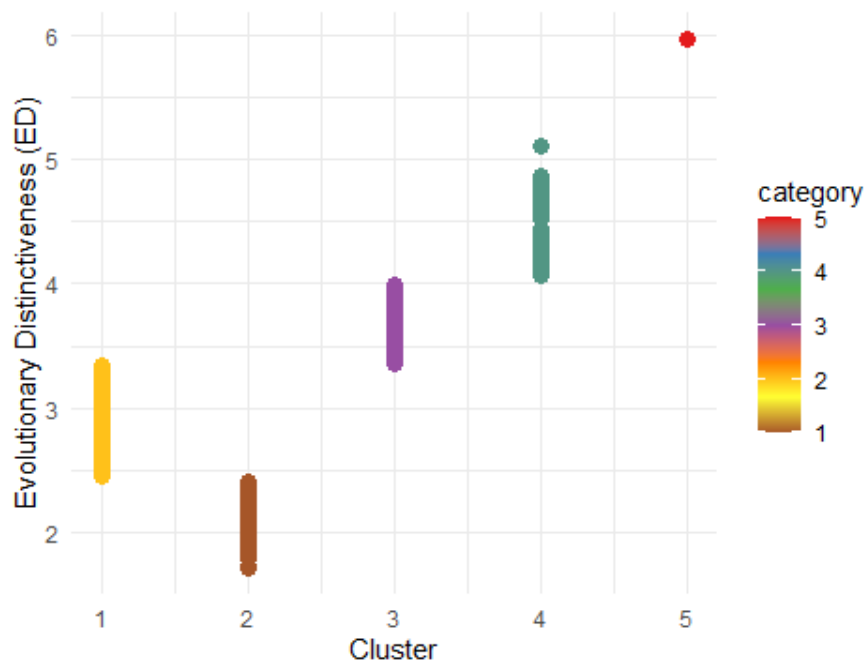


Figura S2 - Dendograma referente a separação das espécies pelo Cluster de acordo com ao seu valor de Evolutionary Distinctiveness (ED). A escala crescente de cores refere-se à categoria a que cada grupo pertence.

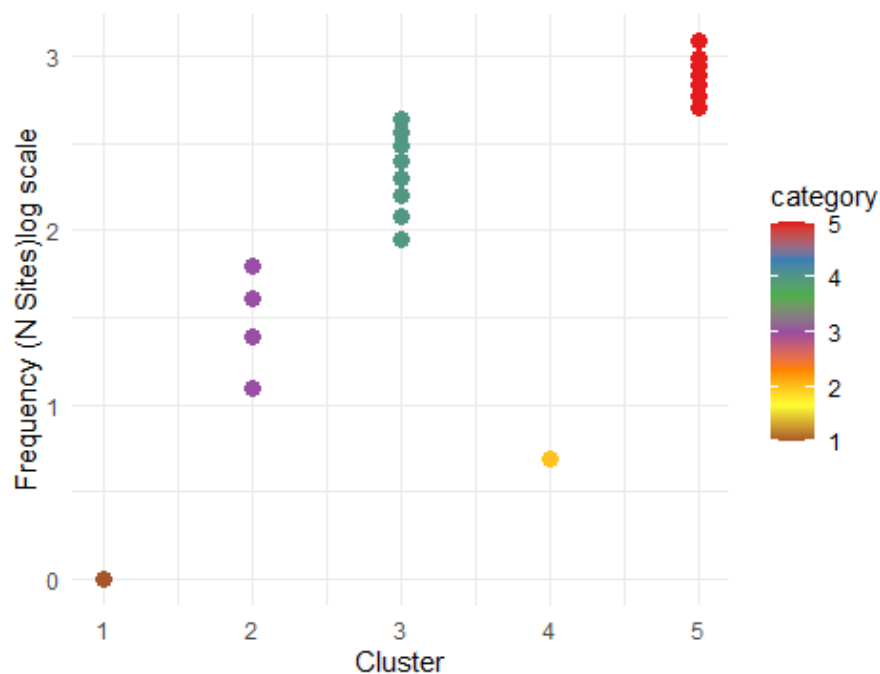


Figura S3 - Dendograma referente a separação das espécies pelo Cluster de acordo com ao seu valor de Frequência. A escala crescente de cores refere-se à categoria a que cada grupo pertence.

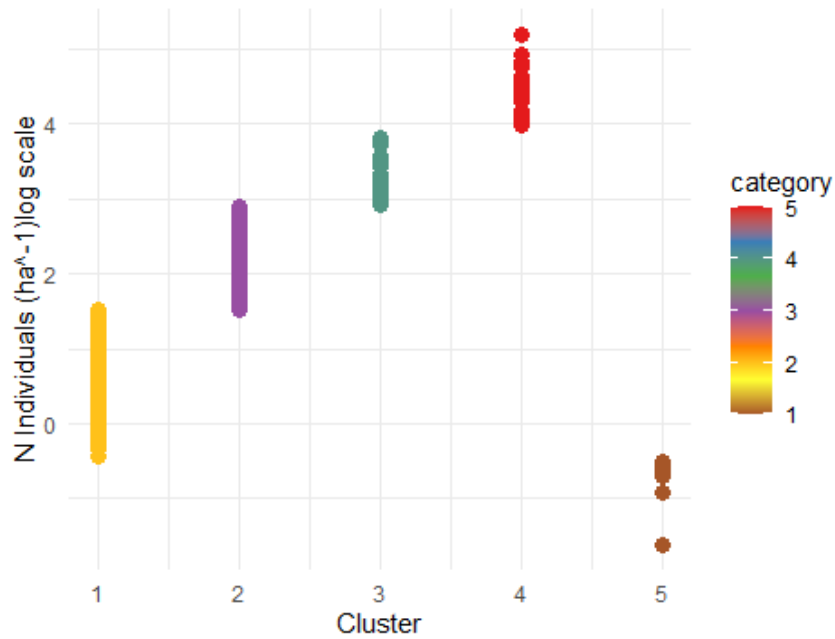


Figura S4 - Dendograma referente a separação das espécies pelo Cluster de acordo com ao seu valor de Número de Indivíduos. A escala crescente de cores refere-se à categoria a que cada grupo pertence.

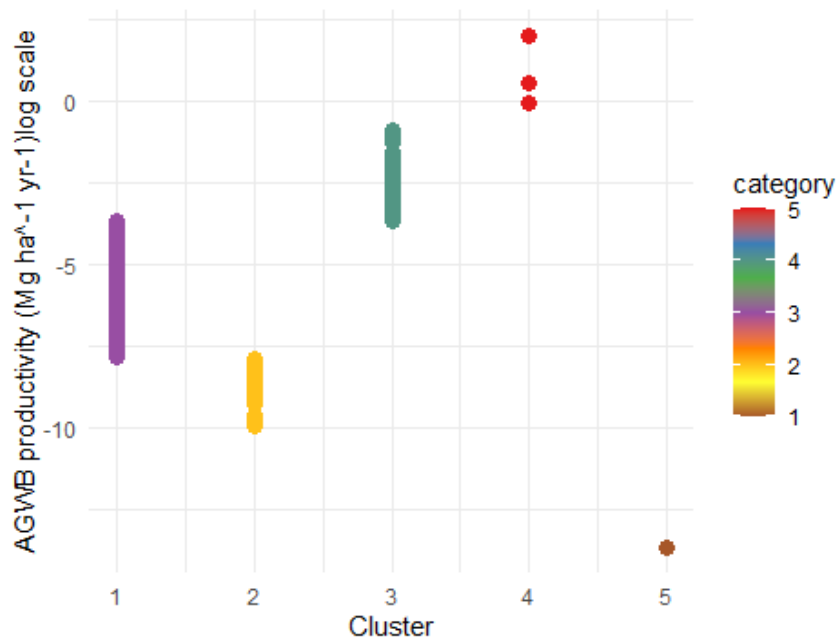


Figura S5 - Dendograma referente a separação das espécies pelo Cluster de acordo com ao seu valor de Produtividade. A escala crescente de cores refere-se à categoria a que cada grupo pertence.

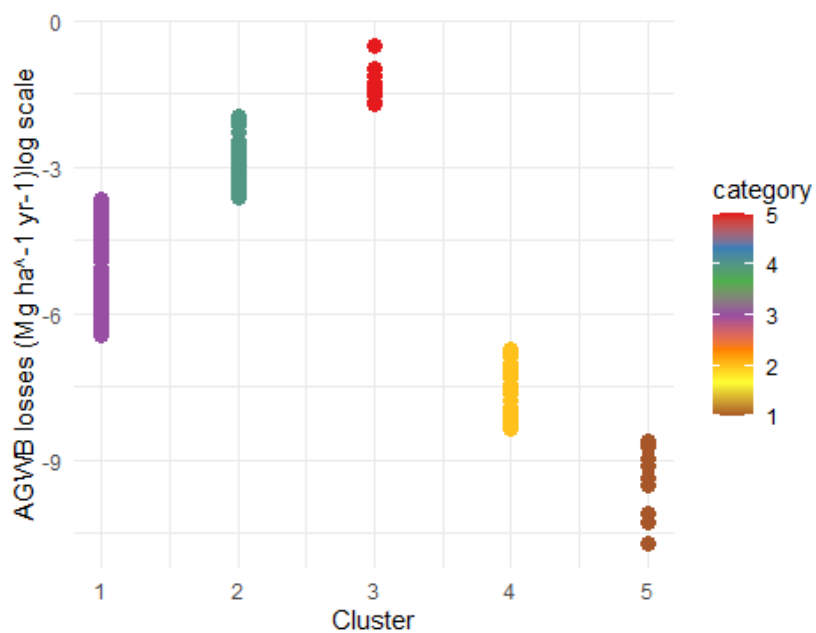


Figura S6 - Dendrograma referente a separação das espécies pelo Cluster de acordo com ao seu valor de Perda de Produtividade. A escala crescente de cores refere-se à categoria a que cada grupo pertence.