



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Departamento de Botânica
Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal



LEILA MEYER

**SUFICIÊNCIA AMOSTRAL E PREDITORES AMBIENTAIS DA
VEGETAÇÃO DE SUB-BOSQUE DA MATA ATLÂNTICA DE
SANTA CATARINA, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Departamento de Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Área de Concentração: Fisiologia Vegetal e Ecologia

BELO HORIZONTE – MG

2015



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Departamento de Botânica
Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal



LEILA MEYER

**SUFICIÊNCIA AMOSTRAL E PREDITORES AMBIENTAIS DA
VEGETAÇÃO DE SUB-BOSQUE DA MATA ATLÂNTICA DE
SANTA CATARINA, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Departamento de Botânica do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Área de Concentração Fisiologia Vegetal e Ecologia

Orientador: Prof. Dr. José Pires de Lemos-Filho
Universidade Federal de Minas Gerais

Coorientador: Prof. Dr. Pedro Vasconcellos Eisenlohr
Universidade do Estado de Mato Grosso

BELO HORIZONTE – MG

2015

043

Meyer, Leila.

Suficiência amostral e preditores ambientais da vegetação de sub-bosque da Mata Atlântica de Santa Catarina, Brasil [manuscrito] / Leila Meyer. - 2015.

88 f. : il. ; 29,5 cm.

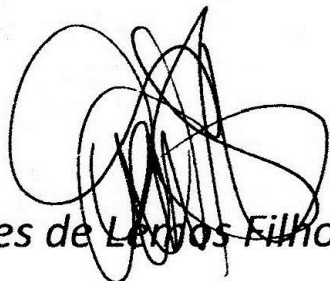
Orientador: José Pires de Lemos-Filho. Co-orientador: Pedro Vasconcellos Eisenlohr.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Botânica.

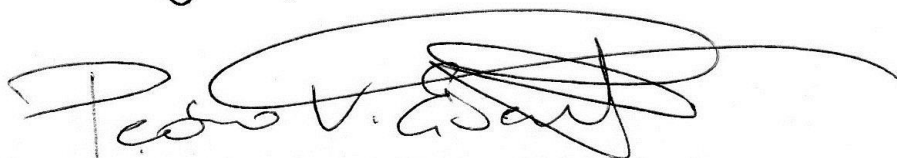
1. Vegetação - Santa Catarina - Teses. 2. Impactos humanos. 3. Impacto ambiental - Teses. 4. Métricas da paisagem. 5. Variáveis espaciais. 6. Análise da variância - Teses. 7. Biologia vegetal - Teses. I. Lemos Filho, José Pires de. II. Eisenlohr, Pedro Vasconcellos. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Botânica. IV. Título.

CDU: 581

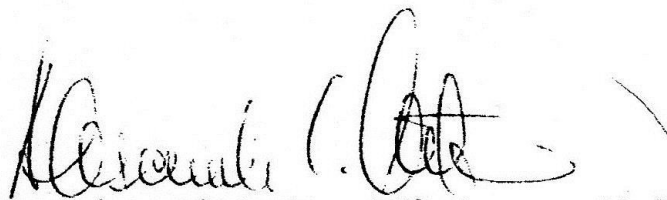
Dissertação defendida e aprovada, em 23 de fevereiro de 2015, pela banca examinadora constituída pelos professores:



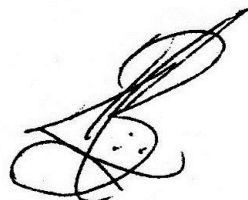
Dr. José Pires de Lencos Filho- UFMG (orientador) – UFMG



Dr. Pedro Vasconellos Eisenlohr (coorientador) – UNEMAT



Dr. Alexander Christian Vibrans – Universidade Regional de Blumenau



Dr. Marcelo Leandro Bueno – ICB UFMG

Dedico este trabalho aos meus pais,
Isaete e Lamberto, por todo amor e apoio.

“O homem não teceu o tecido da vida: ele é simplesmente um de seus fios. Tudo o que
fizer ao tecido, fará a si mesmo.”
(Cacique Seattle)

“Será que é tempo que lhe falta pra perceber?
Será que temos esse tempo pra perder?
E quem quer saber
A vida é tão rara, tão rara

Mesmo quando tudo pede um pouco mais de calma
Mesmo quando o corpo pede um pouco mais de alma
Eu sei, a vida não para
A vida não para não...”
(Lenine & Dudu Falcão)

Agradecimentos

Aos meus pais, Isaete e Lamberto, meu exemplo de vida, por todo amor, carinho, educação e apoio.

Aos meus irmãos, Letícia e Leonardo, à minha pequena e doce sobrinha, Eloísa, aos meus tios, especialmente à tia Luca e ao tio Sig, pelo carinho, apoio e por compreenderem minha ausência.

Aos meus amados avós, pelo carinho e pelas orações.

A todos os professores que tive a oportunidade de conviver durante esses anos, tanto contribuíram com minha formação profissional e como pessoa.

Ao meu orientador, professor Pires, pela confiança e paciência em me orientar, por todas as discussões e sugestões que enriqueceram a dissertação e minha formação profissional. Agradeço também por todas as conversas e palavras de incentivo que, em muitos momentos, foram animo para continuar a caminhada.

Ao meu coorientador, Pedro Eisenlohr, pelo auxílio nas análises dos dados, pelas sugestões e correções da dissertação, por despertar em mim o gosto pelas análises de dados.

Aos queridos amigos que encontrei em Belo Horizonte: Aline Vale, Ana Claudia, Anderson, André Jardim, Bárbara, Bruno Carvalho, Bruno Falcão, Cleber, Cris (humm aquelas trufas...), Danilo, Djavan, Eric, Felipe Fifão, Felipe Saiter, Fernanda, Francine, Francis, Jeferson, Jeremias, Juliana (a mãezinha da gente), Lili, Marcela, Marcelo Bueno, Maria José, Mariana Piacesi, Neto, Pedro Miranda, Raquel, Rozijane, Samuel, Suzana, Talita e Vanessa. Obrigada pela acolhida, pela amizade e apoio!

Aos meus grandes amigos da república “Vai lá que tô te vendo” e seus muitos agregados! Especialmente, à Ana, ao Bruno e ao Eric, que estiveram ao meu lado na alegria e na tristeza (sem dúvida muito mais alegrias), na riqueza e na pobreza (mais pobreza.. rs), na saúde e na doença (cuidaram de mim quando fiquei doente)! Compartilhamos muitas risadas, conversas, músicas, cervejas, comidas deliciosas, cozinha de guerrilha (Ana e

Leila na cozinha), algumas briguinhas com o Bruninho, mas que sempre acabaram em bolo! Também à linda Capitu, pela sua fiel companhia, sempre alegrando meus dias!

Aos meus amigos catarinenses, em especial, à Adria, à Aline, à Andrea, à Kayla e à Laís, pela amizade!

À professora Lucia, um grande exemplo de vida e de luta pela vida, pela amizade, muitos conselhos e incentivo.

Ao Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC), por disponibilizar o banco de dados para as análises.

A todos os colegas que trabalharam durante o IFFSC, pela dedicação e compromisso na coleta e processamento dos dados.

À Débora, sempre prestativa em ajudar na organização do banco de dados. Aos colegas do IFFSC que ajudaram a compilar as métricas da paisagem.

Ao Paolo Moser, pelo auxílio nas análises de suficiência amostral.

Ao André Gasper, pelas conversas e parcerias nos trabalhos.

Ao Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal (PPG-BV) e aos professores, pelas excelentes disciplinas, discussões e aprendizado.

À UFMG e ao Instituto de Ciências Biológicas, pelas oportunidades.

Aos coordenadores e secretárias do PPG-BV, pelo auxílio nas questões burocráticas.

À banca de defesa, pela disposição em ler e contribuir com este trabalho.

À Capes, pela concessão da bolsa de mestrado.

A todos aqueles que, por infelicidade, eu possa ter suprimido nestas linhas...

Muito obrigada!

Sumário

Resumo/ Abstract	10
Introdução geral	13
Referências	16
Amostragem acurada no <i>hotspot</i> Mata Atlântica: lições da região subtropical	18
Resumo	19
Introdução	20
Material e métodos	22
Área de estudo	22
Banco de dados	22
Organização dos dados	23
Análise dos dados	24
Resultados	26
Discussão	28
Referências	32
Impactos antrópicos são os preditores ambientais com maior influência sobre os padrões da vegetação do sub-bosque da Mata Atlântica Subtropical?	52
Resumo	53
Introdução	54
Material e métodos	56
Área de estudo	56
Banco de dados	56
Análise dos dados	58
Resultados	60
Discussão	62
Referências	66
Considerações finais	85

Resumo/ Abstract

Resumo

A presente dissertação está organizada em dois capítulos. No primeiro capítulo, avaliamos as diferentes estratégias de amostragem da vegetação de sub-bosque adotadas pelo Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, a fim de identificar a estratégia mais adequada para levantar a riqueza e composição de espécies e os padrões de distribuição da diversidade. Para tanto, distintos métodos para atestar suficiência amostral foram empregados. As três estratégias de amostragem do sub-bosque investigadas foram: Tipo 1) unidades amostrais (UA) com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm, distribuídas por todo estado de Santa Catarina; Tipo 2) UA com 400 m² e inclusão de indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm, distribuídas somente pela região fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa (FOD); Tipo 3) UA com 400 m² e inclusão de indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm, distribuídas pela FOD. Na estratégia de amostragem mais intensiva, isto é, amostragem Tipo 3, um número maior de UA atingiu os critérios de suficiência amostral e mais espécies, inclusive as raras, foram encontradas. O registro de ocorrência das espécies raras e ameaçadas de extinção pelas UA estudadas também foi ampliado na amostragem Tipo 3. Entretanto, para resgatar padrões grosseiros da distribuição da diversidade, amostragens menos intensivas podem ser eficientes. No segundo capítulo, investigamos a influência de variáveis de impacto antrópico, da estrutura da paisagem, da estrutura do componente arbóreo, climáticas, edáficas, topográficas e espaciais sobre a composição de espécies, diversidade e estrutura da vegetação de sub-bosque da FOD de Santa Catarina. Uma fração importante da variação na composição de espécies, diversidade e estrutura do sub-bosque parece ser explicada por variáveis relacionadas a impactos antrópicos (variáveis de impacto antrópico e da estrutura da paisagem) em comparação às proporções explicadas pelas demais variáveis ambientais e espaciais. As principais variáveis relacionadas a impactos antrópicos que parecem afetar a vegetação de sub-bosque foram o tamanho e a forma dos remanescentes florestais, o corte seletivo e a caça no interior das UA e o plantio de monoculturas de espécies exóticas no entorno das UA. A composição de espécies também parece ser explicada pela temperatura média no trimestre mais quente, densidade do componente arbóreo, cálcio e pH do solo; a diversidade, pela CTC do solo; e a estrutura, pela altitude e evapotranspiração real anual.

Palavras-chave: padrões da vegetação, impactos antrópicos, métricas da estrutura da paisagem, variáveis espaciais, partição da variância.

Abstract

The present work is arranged in two chapters. In the first chapter, we evaluated the different sampling strategies adopted by Inventário Florístico Floresta de Santa Catarina (IFFSC), in order to identify the most appropriate strategy to capture the species composition and richness, and the patterns of diversity distribution. To accomplish this goal, we used different methods to test sampling sufficiency. Three sampling strategy were investigated: Strategy 1) sample plot with 100 m² and inclusion of individuals with height \geq 150 cm and DBH (Diameter at Breast Height) $<$ 10 cm covering all Santa Catarina state; Strategy 2) sample plot with 400 m² and individuals with height \geq 150 cm and DBH $<$ 10 cm covering only the Evergreen Rainforest of Santa Catarina; Strategy 3) sample plot with 400 m² and individuals with height \geq 50 cm and DBH $<$ 10 cm covering only the Evergreen Rainforest. With more intensive sampling strategy (Strategy 3) more sample plots reached sampling sufficiency and more species and rare species were sampled. More endangered and rare species were recorded by study sites with sampling strategy 3. However, less intensive sampling (Strategies 1 and 2) can be used to recover coarse patterns of diversity distribution. In the second chapter, we investigated the influence of human impacts, landscape structure, tree component structure, climate, soil, topography and space variables on the species composition, diversity and structure of the understory in Evergreen Rainforest of Santa Catarina state. An important proportion of species composition, diversity and structure variance was explained by variables related to human impacts (human impacts and landscape structure variables), compared to the proportions explained by other environmental and spatial variables. The size and shape of the forest fragments, selective logging and hunting within the sample plots, exotic species monocultures surrounding sample plots seem to be the main variables related to human impacts that affected understory vegetation. Species composition was also partly explained by mean temperature of warmest quarter, density of tree component, calcium and soil pH. Species diversity was partly explained by soil cation exchange capacity, and understory structure, by altitude and actual evapotranspiration.

Keywords: vegetation patterns, human impacts, landscape structure, space variables, variance partitioning.

Introdução geral

Introdução geral

Estudos da vegetação de sub-bosque na Mata Atlântica ainda são incipientes e grande parte teve como foco a descrição da composição de espécies, diversidade e estrutura da vegetação (*e.g.*, Liebsch & Acra 2004; Alves & Metzger 2006; Narvaes et al. 2008; Leyser et al. 2012; Ribeiro et al. 2013). Poucos trabalhos buscaram correlacionar as informações obtidas em levantamentos florísticos e fitossociológicos com variáveis ambientais, como clima, solo, topografia e impactos antrópicos (*e.g.*, Scipioni et al. 2009; Kilca & Longhi 2011) e, até o momento, nenhum trabalho empregou variáveis espaciais, as quais podem incluir processos estocásticos, para tentar entender os padrões observados.

Outra problemática dos estudos da vegetação de sub-bosque é a grande variação nos critérios de amostragem. Os trabalhos têm utilizado diversos limites de inclusão dos indivíduos e distintos tamanhos de área amostral (*e.g.*, Leyser et al. 2012; Kilca & Longhi 2011; Ribeiro et al. 2013). A padronização da amostragem, tanto na Mata Atlântica quanto nos demais domínios biogeográficos do Brasil, é fundamental e permitiria comparações mais rigorosas entre os resultados alcançados nos diferentes estudos. Além disso, a maioria dos trabalhos não utilizou testes de suficiência amostral para verificar se as amostras tomadas representaram adequadamente a vegetação avaliada. Amostragens acuradas são essenciais para obtenção de dados confiáveis e que, futuramente, poderão ser usados em outras investigações ecológicas, bem como subsidiar a adoção de medidas de uso sustentável, manejo e conservação da biodiversidade.

Um levantamento sistemático da vegetação de sub-bosque na Mata Atlântica e que abrangeu ampla área geográfica – todo o estado de Santa Catarina – iniciou em 2005 e foi executado pelo Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC). Uma das metas do IFFSC foi fornecer um panorama confiável e atualizado da composição e diversidade de espécies e da estrutura dos remanescentes florestais de Santa Catarina (Vibrans et al. 2010, 2012a). Para cumprir com esse objetivo, foram amostradas 440 unidades amostrais (UA) distribuídas sistematicamente pelas três regiões fitoecológicas de Santa Catarina: a Floresta Estacional Decidual (FED), que ocorre no oeste do estado ao longo da calha do rio Uruguai, a Floresta Ombrófila Mista (FOM), que se distribui pelo planalto central e oeste do estado, e a Floresta Ombrófila Densa (FOD), que ocorre ao longo da porção litorânea (Klein 1978; IBGE 2012). Em cada UA foi realizado o levantamento florístico e fitossociológico dos componentes arbóreo (amostragem dos indivíduos com $DAP \geq 10$ cm em 4.000 m^2 por UA) e de sub-bosque (indivíduos com

altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm em 100 m^2 por UA na FED e FOM; indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm em 400 m^2 por UA na FOD; Vibrans et al. 2010, 2012a). Pelos limites de inclusão da amostragem adotada pelo IFFSC, a vegetação de sub-bosque compreendeu indivíduos maduros de espécies subarborescentes, arbustivas e arvores, bem como indivíduos jovens de espécies que futuramente constituirão o estrato superior da floresta.

Mesmo em inventários sistemáticos e com rigor na amostragem, como o IFFSC, é fundamental verificar a representatividade dos dados levantados. O componente arbóreo foi testado quanto à suficiência amostral e os resultados confirmaram a precisão e acurácia dos dados (Vibrans et al. 2012b; Rezende et al. 2014). Já para o sub-bosque, avaliações da suficiência amostral ainda não foram conduzidas. Neste sentido, o objetivo do primeiro capítulo desta dissertação foi avaliar se as diferentes estratégias de amostragem da vegetação de sub-bosque adotadas pelo IFFSC forma eficientes para levantar a riqueza específica, espécies raras e ameaçadas de extinção, bem como para resgatar os padrões de distribuição da diversidade. Para testar a suficiência amostral foram utilizadas duas abordagens, sendo: método de Cain (1938), em que a amostra é considerada suficiente quando um aumento de 10% na área amostral corresponde a um acréscimo de até 10% no número total de espécies; e comparação entre a riqueza de espécies observada e a riqueza esperada para cada UA, que foi calculada por diferentes estimadores não paramétricos (Chao 1, Chao 1 corrigido, Chao 2, Jackknife de 1º e 2º ordem). Assim, também foi possível avaliar se os resultados obtidos pelos diferentes métodos empregados para atestar suficiência amostral foram concordantes entre si.

O segundo capítulo desta dissertação buscou relacionar as informações obtidas no levantamento fitossociológico das UA que atingiram os critérios de suficiência amostral, conforme os resultados do primeiro capítulo, com variáveis ambientais e espaciais. As análises se restringiram às UA da FOD, pois esta região fitoecológica apresentou um esforço amostral mais intensivo, que gerou um conjunto de dados mais robusto. Para as 65 UA da FOD com suficiência amostral foram compiladas 70 variáveis preditoras ambientais, o maior conjunto de variáveis utilizado até o momento para a Mata Atlântica, que compreendeu variáveis de impacto antrópico, da estrutura da paisagem, da estrutura do componente arbóreo, climáticas, edáficas e topográficas. Assim, o objetivo do segundo capítulo da dissertação foi investigar a influência dessas variáveis ambientais, bem como de variáveis espaciais derivadas da longitude e latitude, sobre a composição de espécies, diversidade e estrutura da vegetação de sub-bosque da Floresta Ombrófila Densa de Santa Catarina.

Referências

- Alves, L.F.; Metzger, J.P. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* 6(2): 1-26.
- Cain, S.A. 1938. The species-area curve. *American Midland Naturalist* 19(3): 573-581.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Rio de Janeiro, Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão.
- Kilca, R.V.; Longhi, S.J. 2011. A regeneração natural e a sucessão condicionada por diferentes tipos de distúrbios: um estudo de caso. In: Schumacher, M.V.; Longhi, S.J.; Brun, E.J.; Kilca, R.V. (eds.). *A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no Rebordo do Planalto Meridional*. Santa Maria.
- Klein, R.M. 1978. Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina. Itajaí, Herbário Barbosa Rodrigues.
- Leyser, G.; Zanin, E.M.; Budke, J.C.; Mélo, M.A.; Henke-Oliveira, C. 2012. Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 26(1): 74-83.
- Liebsch, D.; Acra, L.A. 2004. Riqueza de espécies de sub-bosque de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Tijucas do Sul, PR. *Ciência Florestal* 14(1): 67-76.
- Narvaes, I.S.; Longhi, S.J.; Brena, D.A. 2008. Florística e classificação da regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. *Ciência Florestal* 18(2): 233-245.
- Rezende, V.L.; Eisenlohr, P.V.; Gasper, A.L.; Vibrans, A.C.; Oliveira-Filho, A.T. 2014. Toward a better understanding of the Subtropical Atlantic Forest: tree sampling accuracy, rarity and species richness in the state of Santa Catarina, Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 28(3): 382-391.
- Ribeiro, T.M.; Ivanauskas, N.M.; Martins, S.V.; Polisel, R.T.; Santos, R.L.R.; Miranda Neto, A. 2013. Mixed rain forest in southeastern Brazil: tree species regeneration and floristic relationships in a remaining stretch of forest near the city of Itaberá, Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 27(1): 71-86.
- Scipioni, M.C.; Longhi, S.J.; Araújo, M.M.; Reinert, D.J. 2009. Regeneração natural de um fragmento da Floresta Estacional Decidual na reserva biológica do Ibicuí-Mirim (RS). *Floresta* 39(3): 675-690.
- Vibrans, A.C.; Sevegnani, L.; Lingner, D.V.; Gasper, A.L.; Sabbagh, S. 2010. Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC): aspectos metodológicos e operacionais. *Pesquisa Florestal Brasileira* 30(64): 291-302.

- Vibrans, A.C.; Moser, P.; Lingner, D.V.; Gasper, A.L. 2012a. Metodologia do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. In: Vibrans, A.C.; Sevegnani, L.; Gasper A.L.; Lingner, D.V. (org.). Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Volume 1, Diversidade e Conservação dos remanescentes florestais. Blumenau, Edifurb.
- Vibrans, A.C.; Moser, P.; Lingner, D.V.; Maçaneiro, J.P. 2012b. Análise estatística do IFFSC e estimativas dendrométricas. In: Vibrans, A.C.; Sevegnani, L.; Gasper A.L.; Lingner, D.V. (org.). Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Volume 1, Diversidade e Conservação dos remanescentes florestais. Blumenau, Edifurb.

Amostragem acurada no *hotspot* Mata Atlântica: lições da região subtropical

Leila Meyer¹; Pedro Vasconcellos Eisenlohr²; Paolo Moser³; Alexander Christian Vibrans³;
José Pires de Lemos-Filho¹

¹Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Botânica, Avenida Presidente Antônio Carlos, 6627, Pampulha, 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brasil

²Universidade do Estado de Mato Grosso, Faculdade de Ciências Biológicas e Agrárias, Caixa Postal 324, Jardim Flamboyant, 78580-000, Alta Floresta, MT, Brasil

³Fundação Universidade Regional de Blumenau, Departamento de Engenharia Florestal, Rua São Paulo, 3250, Itoupava Seca, 89030-000, Blumenau, SC, Brasil

Resumo

Lacunhas no conhecimento sobre a riqueza de espécies e sua distribuição podem dificultar a condução de estudos ecológicos e biogeográficos e a adoção de medidas de uso sustentável, manejo e conservação da biodiversidade. Dentre as diferentes estratégias utilizadas para amostrar a vegetação de sub-bosque por um Programa de Inventários da Mata Atlântica Subtropical, buscamos determinar qual é a estratégia mais adequada para levantar a riqueza e composição de espécies, bem como os padrões de distribuição da diversidade. Para tanto, diferentes métodos para atestar suficiência amostral foram empregados. Evidenciamos que, na estratégia de amostragem mais intensiva, isto é, amostras com área de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm, um número maior de amostras atingiu os critérios de suficiência amostral, mais espécies, inclusive as raras, foram encontradas, e o registro de ocorrência das espécies raras e ameaçadas de extinção pelas unidades amostrais estudadas também foi ampliado. Essa estratégia é uma opção para padronizar os critérios de amostragem da vegetação de sub-bosque da Mata Atlântica Subtropical. Entretanto, para resgatar padrões grosseiros da distribuição da diversidade, amostragens menos intensivas podem ser eficientes. Ressaltamos ainda a importância de avaliar a suficiência amostral dos dados coletados em levantamentos da vegetação, preferencialmente por meio do uso conjunto de diferentes métodos, de modo que as amostras obtidas possam subsidiar consistentemente outros estudos, bem como políticas que assegurem a manutenção da biodiversidade.

Palavras-chave: riqueza de espécies, espécies raras, espécies ameaçadas de extinção, estimadores não paramétricos, curva de rarefação de espécies.

Introdução

Apesar da necessidade e urgência de se ampliar o conhecimento sobre a riqueza e distribuição das espécies, áreas com elevada diversidade biológica, como a Mata Atlântica – um dos *hotspots* mundiais para a conservação da biodiversidade (Mittermeier et al. 2004; Laurance 2009; Ribeiro et al. 2011) – ainda apresentam déficit de amostragem (Giulietti et al. 2005; Sobral & Stehmann 2009; Forzza et al. 2012). Outro problema é a distribuição desigual do esforço amostral entre as regiões, pois as coletas geralmente são direcionadas a áreas previamente conhecidas por apresentar alta riqueza de espécies ou áreas de fácil acesso (Ponder et al. 2001; Hopkins 2007; Echternacht et al. 2011). Essas limitações podem dificultar a condução de estudos ecológicos e biogeográficos que buscam compreender os padrões de diversidade e os processos envolvidos (Hopkins 2007; Echternacht et al. 2011), prejudicar a adoção de estratégias conservacionistas, como a definição de áreas prioritárias para conservação (Nelson et al. 1990; Grand et al. 2007), bem como a tomada de medidas de uso sustentável e de manejo da biodiversidade.

Programas de inventário sistemático da vegetação que visam abranger extensas áreas geográficas, como os Inventários Nacionais conduzidos em diversos países (Tomppo et al. 2010) – Canadá (NFI 2014a), México (CONAFOR 2010), Nicarágua (INAFOR 2009), Suíça (NFI 2014b), por exemplo – podem minimizar a escassez de informação sobre a riqueza de espécies e sua distribuição. Na Mata Atlântica Subtropical do Brasil, iniciou-se em 2005 o Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC), com o intuito de obter um panorama confiável sobre a estrutura e diversidade dos remanescentes florestais, por meio de coletas de dados referentes os componentes arbóreo e de sub-bosque (Vibrans et al. 2010, 2012a).

Mesmo em inventários sistemáticos e com rigor na amostragem, como o IFFSC, um questionamento frequente é se as amostras tomadas representam adequadamente a vegetação em estudo, de modo a permitir inferências e gerar dados de qualidade para outros estudos ecológicos, bem como para práticas de uso sustentável, manejo e conservação da diversidade biológica. Análises da representatividade dos dados levantados no IFFSC certificaram que a vegetação arbórea foi amostrada de forma eficiente (Vibrans et al. 2012b; Rezende et al. 2014); no entanto, avaliações da suficiência amostral para o componente de sub-bosque ainda não foram conduzidas.

Diferentes métodos já foram propostos para testar a suficiência amostral (Mueller-Dombois & Ellenberg 2002; Kersten & Galvão 2011). Um deles é o de Cain (1938), em

que a amostra é considerada suficiente quando um aumento de 10% na área amostral corresponde a um acréscimo de até 10% no número total de espécies. Outra forma de verificar a suficiência amostral é comparar a riqueza de espécies observada com a riqueza esperada para a comunidade, que pode ser calculada por estimadores não paramétricos (*e.g.*, Chao e Jackknife; Magurran 2004), sendo que uma acurácia superior a 70% entre as duas medidas é um indicativo de que a amostragem foi suficiente (Jiménez-Valverde & Hortal 2003). Registra-se, ainda, o fato de que há métodos equivocadamente utilizados para avaliar suficiência amostral, como, por exemplo, a observação da estabilização das curvas de coletor ou de rarefação (Magurran 2004; Schilling & Batista 2008; Schilling et al. 2012).

A partir do uso de diferentes métodos para atestar suficiência amostral, objetivamos estabelecer uma estratégia de amostragem adequada para avaliar a vegetação de sub-bosque da Mata Atlântica Subtropical. As seguintes perguntas nortearam nosso trabalho: I) As diferentes estratégias de amostragem da vegetação de sub-bosque adotadas pelo IFFSC foram eficientes para levantar a riqueza específica, espécies raras e ameaçadas de extinção, bem como para resgatar os padrões de distribuição da diversidade? A depender do esforço amostral será possível, com menor ou maior eficiência, registrar a riqueza específica, a ocorrência de espécies raras e ameaçadas de extinção, e determinar os padrões de diversidade do sub-bosque. Para amostrar adequadamente a riqueza de espécies e as espécies raras e ameaçadas de extinção, possivelmente uma amostragem mais intensiva será necessária, enquanto para determinar os padrões gerais de distribuição da diversidade, um menor esforço amostral poderá ser eficiente. II) Os diferentes métodos utilizados para testar suficiência amostral (método de Cain e método de acurácia entre riqueza observada e riqueza esperada calculada por estimadores não paramétricos) apresentaram resultados concordantes entre si? Considerando que estes métodos já foram empregados isoladamente em outros estudos (Cannone 2004; Gasper et al. 2013; Rezende et al. 2014), esperamos que quando empregados em conjunto forneçam uma decisão robusta para atestar suficiência amostral. Se constatada a suficiência amostral, poderemos indicar áreas que possuem alta diversidade florística e abrigam espécies raras e ameaçadas de extinção, e que poderão ser consideradas em futuras estratégias conservacionistas da Mata Atlântica Subtropical. Se houver sítios que não alcançaram os critérios de suficiência amostral, poderemos apontar áreas que ainda merecem maiores esforços de amostragem para o sub-bosque.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido na Mata Atlântica, mas especificamente sua porção Subtropical no Brasil, que corresponde ao estado de Santa Catarina (25° 6' S a 29° 2' S e 48° 2' W a 53° 5' W), e representa 1,1% do território brasileiro (95.736,165 Km²; IBGE 2014). A área de estudo apresenta dois tipos climáticos, sendo o Cfa (clima temperado úmido com verão quente) na porção oriental próxima ao litoral e nas áreas de baixada da porção ocidental, e o Cfb (clima temperado úmido com verão temperado) nas áreas de planalto da porção ocidental (Köppen 1948; Alvares et al. 2014). As amplas variações climáticas, geológicas, geomorfológicas e edáficas (Santa Catarina 1986; Pandolfo et al. 2002) permitiram o estabelecimento de três regiões fitoecológicas florestais distintas, que são: Floresta Ombrófila Densa (FOD), que se distribui na porção oriental e se destaca pela grande diversidade de lianas e epífitas; Floresta Ombrófila Mista (FOM), que é encontrada nos planaltos da porção ocidental e se caracteriza pela presença de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze; Floresta Estacional Decidual (FED), que ocorre nas áreas de baixada da porção ocidental e é marcada pela deciduidade foliar (Klein 1978; IBGE 2012; Fig. 1).

Banco de dados

No presente estudo foi utilizado o banco de dados do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC). Durante o IFFSC foram instaladas sistematicamente 440 UA sobre remanescentes florestais nas regiões fitoecológicas da FED, FOM e FOD (Vibrans et al. 2010, 2012a). A localização das UA foi determinada por uma grade de pontos com distância de 10 km × 10 km. Na FED, a distância entre os pontos foi de 5 km × 5 km a fim de assegurar um número satisfatório de UA, considerando que esta região fitoecológica está muito fragmentada e apresenta poucos de remanescentes florestais (Vibrans et al. 2010, 2013). Nos pontos situados sobre remanescentes florestais com mais de 10 ha, conforme o mapa do uso dos solos elaborado pela Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de Santa Catarina (SAR 2005), uma equipe de campo foi designada para efetuar a implantação da UA (Vibrans et al. 2010, 2012a).

Cada UA foi composta por um conglomerado básico com área total de 4.000 m², formado de quatro subunidades de 20 m × 50 m cada, orientadas na direção dos pontos cardeais (N, S, L e W; Fig. 2). Nestas subunidades foi executado o levantamento fitossociológico do componente arbóreo/arbustivo (indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP

≥ 10 cm). Na extremidade de cada subunidade foram demarcadas parcelas de 5 m \times 5 m destinadas ao levantamento do componente de sub-bosque. Nas regiões fitoecológicas da FED e FOM, foi implantada uma parcela por subunidade, totalizando uma amostragem de 100 m² por UA, e com inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm. Na FOD foram implantadas quatro parcelas por subunidade, perfazendo 400 m² por UA, com inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm (Vibrans et al. 2010, 2012a). Portanto, a vegetação de sub-bosque compreendeu indivíduos maduros de espécies subarbustivas, arbustivas e arvoretas, bem como indivíduos jovens de espécies que futuramente constituirão o estrato superior da floresta (Vibrans et al. 2010). O IFFSC amostrou o componente de sub-bosque em 441 UA. No entanto, em algumas destas UA não foi possível levantar a área amostral padrão (100 m² para a FED e FOM; 400 m² para FOD), pois parte da UA foi instalada em locais sem vegetação por causas naturais (afloramento rochoso, cursos d'água, etc.) ou por causas antrópicas (uso do solo para agricultura, pecuária, etc.; Vibrans et al. 2010, 2012a).

Organização dos dados

No presente estudo, apenas as UA com área padrão (100 m² para a FED e FOM; 400 m² para FOD) foram analisadas quanto à suficiência amostral. Para padronizar a amostragem da FOD de acordo com as demais regiões fitoecológicas, adotamos dois procedimentos: I) excluímos todos os indivíduos com altura < 150 cm; II) selecionamos uma dentre as quatro parcelas por subunidade, sempre que possível respeitando a mesma posição das parcelas nas UA da FED e FOM (Fig. 2), perfazendo uma amostragem de 100 m² por UA. Para verificar se o aumento da área amostral melhorou a representação da riqueza florística, utilizamos os dados da FOD e excluímos todos os indivíduos com altura < 150 cm. Desta forma tivemos três tipos de amostragem, doravante denominadas de: Tipo 1 – UA com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm – este tipo de amostragem compreendeu 51 UA na FED, 118 UA na FOM e 155 UA na FOD, totalizando 324 UA avaliadas nas três regiões fitoecológicas em conjunto; Tipo 2 – UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm – este tipo de amostragem abrangeu apenas a FOD com 89 UA avaliadas; Tipo 3 – UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm – apenas na FOD com 89 UA avaliadas (Tab. 1).

Para evitar superestimativas da riqueza específica, excluímos todas as espécies não identificadas, bem como espécies identificadas apenas em nível de família ou gênero

se esses já tivessem sido representados por outras espécies. Também removemos todas as espécies exóticas das listas (para mais detalhes sobre as espécies exóticas, ver Meyer et al. 2012).

Análise dos dados

Utilizamos dois conjuntos de métodos para testar a suficiência amostral de cada UA. O primeiro deles seguiu a proposta de Cain (1938) com alguns ajustes. Cain (1938) usou a curva de acumulação de espécies, no entanto, uma desvantagem desta abordagem é que o formato da curva varia conforme a ordem de entrada das amostras (Magurran 2004; Schilling & Batista 2008). Para lidar com esse viés, utilizamos a curva de rarefação de espécies, que permite estabelecer uma média de espécies para cada unidade de esforço amostral – número de indivíduos ou amostras – pela reamostragem aleatória das espécies (Gotelli & Colwell 2001). Cain (1938) propôs que o esforço amostral fosse representado pela área amostral, mas em decorrência do número reduzido de amostras por UA (apenas quatro parcelas por UA na amostragem Tipo 1; 16 parcelas nas amostragens Tipo 2 e 3; Fig. 2), substituímos a variável área amostral por número de indivíduos. Consideramos suficientes as UA que com um aumento de 10% no número de indivíduos apresentaram um incremento de no máximo 10% no número de espécies ou, uma abordagem mais conservadora, um aumento de até 5% no número de espécies (doravante denominados de Cain – 10% ou Cain – 5%, respectivamente). Para estimar o aumento no número de espécies quando o incremento no número de indivíduos foi de 10%, realizamos os seguintes passos: I) calculamos uma curva de rarefação de espécies para cada UA, baseada no número de indivíduos e com 999 randomizações, por meio do programa EstimateS 9.1 (Colwell 2013); II) calibramos a equação de Harris, no programa LAB Fit (Silva & Silva 2011), para cada uma das curvas de rarefação. A equação de Harris é composta pela função $f(x) = \frac{1}{(\beta_0 + \beta_1 x^{\beta_2})}$ e foi selecionada por apresentar um ajuste satisfatório aos dados da curva de rarefação ($R^2 > 0,90$; $p < 0,05$) e por ser limitada inferiormente pela assíntota $y = 0$, o que impede a ocorrência de predições negativas para a variável resposta (neste caso, a riqueza de espécies); III) utilizamos o número de indivíduos como variável preditora e fazendo sucessivos incrementos de 10% na mesma, determinamos o número ótimo de indivíduos para atender os critérios Cain – 10% e Cain – 5%. Se este número foi inferior ao total de indivíduos amostrados na UA, a suficiência amostral foi considerada como atingida.

O segundo conjunto de métodos referiu-se à avaliação da acurácia entre riqueza observada e riqueza esperada calculada por estimadores não paramétricos. Avaliamos a suficiência amostral das UA considerando a acurácia de 70% e 60%, pois tais critérios já foram empregados em trabalhos anteriores (Jiménez-Valverde & Hortal 2003; Gasper et al. 2013; Rezende et al. 2014). Utilizamos os estimadores Chao 1 e Chao 1 corrigido, doravante denominados de Chao 1 – 70% ou Chao 1 corrigido – 70%, quando a acurácia entre a riqueza observada e a esperada pelo estimadores foi de 70%, e Chao 1 – 60% ou Chao 1 corrigido – 60%, quando a acurácia foi de 60%. Estes estimadores requerem dados de abundância das espécies, pois geram estimativas do número absoluto de espécies em uma comunidade baseado no número de *singletons* (espécies representadas por um indivíduo na amostra) e *doubletons* (espécies com dois indivíduos) (Chao 1984; Colwell & Coddington 1994). A versão corrigida do Chao 1 foi desenvolvida para evitar falhas no algoritmo, quando o número de *doubletons* é igual a zero (Chao 2005). As estimativas foram geradas pelo programa EstimateS 9.1. Também utilizamos os estimadores Chao 2 e Jackknife de 1° e 2° ordem, que são baseados em dados de incidência das espécies e foram calculados por meio do programa Diva-Gis 7.5 (Hijmans et al. 2012). O Chao 2 (doravante denominado de Chao 2 – 70% ou Chao 2 – 60%) utiliza a mesma abordagem que o Chao 1, no entanto, a riqueza específica é calculada baseada no número de *uniques* (espécies que aparecem apenas uma vez na amostra) e *duplicates* (espécies que aparecem duas vezes) (Chao 1984; Colwell & Coddington 1994). O estimador Jackknife 1° ordem (doravante denominado Jackknife 1° – 70% ou Jackknife 1° – 60%) também utiliza o número de espécies *uniques*, mas considera o número de amostras, enquanto o Jackknife 2° ordem (doravante denominado Jackknife 2° – 70% ou Jackknife 2° – 60%) considera o número de espécies *uniques* e *duplicates* e o número de amostras (Burnham & Overton 1978, 1979; Colwell & Coddington 1994).

Nas análises subsequentes, conduzidas para a FED, FOM, FOD e para as três regiões fitoecológicas em conjunto, utilizamos apenas as UA que atingiram os critérios de suficiência amostral conforme avaliação conjunta dos métodos de Cain – 5%, Jackknife 1° – 60% e Chao 1 corrigido – 60%. Esta decisão foi tomada a fim de sintetizar a apresentação dos resultados para as análises em que foram consideradas as UA em sua totalidade. Optamos por usar estes três métodos em conjunto, pois cada um apresenta uma concepção diferente, o que permite gerar uma abordagem complementar e mais confiável.

Para as três regiões fitoecológicas em conjunto e para cada uma delas, verificamos a existência de espécies raras, aqui determinadas como aquelas representadas por no

máximo dois indivíduos (*singletons* e *doubletons*). Também identificamos as espécies ameaçadas de extinção conforme a Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (MMA 2008) e a lista da Fundação Biodiversitas (Biodiversitas 2014), de acordo com os critérios para avaliação regional recomendados pela IUCN – International Union for Conservation of Nature (IUCN 2003).

Para verificar a suficiência amostral para as três regiões fitoecológicas em conjunto e para cada uma delas, calculamos a riqueza esperada pelos estimadores Chao 1 e Chao 1 corrigido, bem como seus intervalos de confiança de 95%, com 100 permutações. Para comparar a riqueza de espécies encontradas nas três regiões fitoecológicas em conjunto e em cada uma delas, construímos curvas de rarefação de espécies baseadas no número de indivíduos. Para cada curva, geramos intervalos de confiança de 95%, a partir de 100 permutações, e extrapolamos as curvas até 27.880 indivíduos, que foi o número máximo de indivíduos amostrados na FOD com amostragem Tipo 3 (Gotelli & Colwell 2001; Colwell et al. 2012). Estas análises foram conduzidas no programa EstimateS 9.1.

Para identificar áreas prioritárias para conservação e áreas que ainda podem ser mais bem amostradas, confeccionamos mapas com a distribuição das UA com e sem suficiência amostral por meio do programa ArcGis 10.1 (ESRI 2012). Para as UA com amostragem suficiente, representamos também o número de espécies e a presença ou não de espécies raras e ameaçadas de extinção.

Resultados

Dentre as 324 UA implantadas com amostragem Tipo 1 (UA com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura \geq 150 cm e DAP < 10 cm), 49,7% delas alcançaram os critérios de suficiência amostral (Tab. 2). Considerando cada região fitoecológica, a Floresta Estacional Decidual (FED) teve 66,7% das UA com suficiência amostral, a Floresta Ombrófila Mista (FOM), 57,6%, e a Floresta Ombrófila Densa (FOD), 38,1%. A porcentagem de UA com suficiência na FOD aumentou conforme se ampliou a área amostral na amostragem Tipo 2 (89 UA avaliadas, cada UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura \geq 150 cm e DAP < 10 cm), e o critério de inclusão dos indivíduos na amostragem Tipo 3 (89 UA avaliadas, cada UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura \geq 50 cm e DAP < 10 cm), sendo que 61,8% e 79,8% das UA foram suficientes em cada caso, respectivamente.

Considerando apenas as UA com amostragem Tipo 1 e que atingiram os critérios de suficiência amostral, registramos 496 espécies nas três regiões fitoecológicas em

conjunto, o que representou 82,7% do total de espécies levantadas quando também foram incluídas as UA sem suficiência amostral (Tab. 3). Utilizando esse mesmo critério, na FED encontramos 126 espécies (85,1% do total de espécies); na FOM, 229 espécies (78,2%); e na FOD, 336 espécies (72,7%). Na FOD com amostragem Tipo 2, catalogamos 480 espécies, o que correspondeu a 90,4% do total de espécies registradas quando incluímos também as UA insuficientes, e na FOD com amostragem Tipo 3 foram 552 espécies (96% do total de espécies).

O número e a porcentagem de espécies raras foi superior (74 espécies – 13,4%) nas UA com amostragem Tipo 3 da FOD se comparados às UA com amostragem do Tipo 2 (42 espécies – 8,8%) e Tipo 1 (19 espécies – 5,7%) na mesma região fitoecológica, bem como das três regiões fitoecológicas em conjunto com amostragem Tipo 1 (49 espécies – 9,9%; Tab. 4 e Material Suplementar 1). Levantamos 23 espécies raras na FOM (10% em relação ao total de espécies) e oito (6,3%) na FED. Foram amostradas seis e oito espécies ameaçadas de extinção segundo o MMA (2008), e a Fundação Biodiversitas, respectivamente (Tab. 4). A ampliação da amostragem na FOD permitiu o registro de *Cinnamomum hatschbachii* Vattimo-Gil, incluída na lista da Fundação Biodiversitas (Material Suplementar 2).

Quando consideramos o conjunto de UA em cada região fitoecológica, o número de espécies calculadas pelos estimadores Chao 1 e Chao 1 corrigido ficou próximo do número de espécies observadas (Tab. 5). Na FOD com amostragem Tipo 3 foram registradas 94% das espécies esperadas, enquanto na FOD com amostragem Tipo 2 foram encontradas 88% das espécies. Para as UA com amostragem Tipo 1, tal relação foi de 80% na FED, 85% na FOM e FOD e, 90% para as três regiões fitoecológicas em conjunto.

As curvas de rarefação das três regiões fitoecológicas com amostragem Tipo 1 não apresentaram sobreposições, o que evidência diferenças significativas da riqueza de espécies entre elas (Fig. 3B, 3C e 3D). De fato, a FOD foi a mais diversa (336 espécies), seguida da FOM (229) e da FED (126). O incremento do esforço amostral na FOD com amostragens Tipo 2 e 3 permitiu o registro de um número de espécies (480 e 552 espécies, respectivamente) equivalente ao número de espécies levantado nas três regiões fitoecológicas com amostragem Tipo 1 (496 espécies), conforme indicado pela sobreposição das curvas de rarefação (Fig. 3A, 3E e 3F).

Os métodos de Cain – 10% e de Jackknife 2° – 70% e 60% não foram eficientes para avaliar a suficiência amostral do presente conjunto de dados, pois o primeiro considerou todas as UA como suficientes, enquanto os últimos foram muito rigorosos e

classificaram mais de 90% das UA como insuficientes (Tab. 2). Dentre os demais métodos, podemos separá-los em dois conjuntos conforme os resultados que apresentaram. O primeiro conjunto foi representado pelos métodos de Jackknife 1° – 70%, Chao 1 e 2 – 70% e Chao 1 corrigido – 70%, que tiveram elevada concordância (> 75%) na avaliação da suficiência amostral quando comparados par a par e, podem ser usados em equivalência (Tab. 6, 7 e 8). O segundo conjunto foi composto pelos métodos de Cain – 5%, Jackknife 1° – 60%, Chao 1 e 2 – 60% e Chao 1 corrigido – 60%, que também são equivalentes pela alta concordância dos resultados, em geral maior que 70%.

Os métodos de acurácia de 70% entre riqueza observada e estimada representaram uma abordagem mais conservadora na avaliação da suficiência amostral, tanto que a porcentagem máxima de UA com suficiência foi de 61,9%, 41,6% e 68,5% nas amostragens Tipo 1, 2 e 3, respectivamente (Tab. 2). Enquanto os métodos que consideraram uma acurácia de 60% entre as duas medidas, juntamente com o método de Cain – 5% são mais permissivos, pois a porcentagem máxima de UA com suficiência ficou entorno de 94% na amostragem Tipo 1 e 2, e atingiu 100% na amostragem Tipo 3. No segundo conjunto de métodos citados, mais UA atingiram suficiência e, em consequência, um número maior de espécies foi considerada em relação ao total de espécies registradas quanto também foram incluídas as UA insuficientes (Tab. 3).

Na FED e FOM, regiões fitoecológicas localizadas na porção ocidental da área de estudo, grande parte das UA que não alcançou os critérios de suficiência amostral distribuiu-se nas regiões norte e oeste (Fig. 4). Já na região central da área de estudo, também correspondente à FOM, quase todas UA foram suficientes e a maioria delas abrigou espécies raras ou ameaçadas de extinção, mas em 75% dessas UA foram encontradas menos de 20 espécies. Com a amostragem Tipo 3, quase todas as UA da FOD alcançaram suficiência amostral e a representação das espécies raras e ameaçadas pelas UA também aumentou (Fig. 5).

Discussão

Clarificamos, neste trabalho, que há um critério mínimo de amostragem a ser cumprido para que os dados coletados representem adequadamente a vegetação em estudo e forneçam subsídios sólidos para estudos ecológicos subsequentes, bem como para a adoção de medidas de uso sustentável, manejo e conservação da biodiversidade. Determinamos isto por meio do uso conjunto de diferentes métodos (método de Cain –

5%, Jackknife 1° – 60% e Chao 1 corrigido – 60%) para atestar suficiência amostral. Essa abordagem diverge do que comumente é observado nos trabalhos científicos, que é o emprego de apenas um método para avaliar a suficiência amostral.

A estratégia de amostragem mais intensiva, isto é, área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 3), é indicada quando se pretende realizar um levantamento acurado da riqueza de espécies do sub-bosque da Mata Atlântica Subtropical, com registro do maior número possível de espécies raras e ameaçadas de extinção. Na região fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa (FOD), a amostragem Tipo 3 permitiu um aumento de 24% na riqueza de espécies e 57% no número de espécies raras em relação à amostragem menos intensiva, cuja área amostral foi de 100 m² e os indivíduos tinham altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 1). A amostragem Tipo 3 também ampliou o registro de ocorrência das espécies raras e ameaçadas de extinção pelos sítios estudados da FOD, tanto que espécies ameaçadas de extinção, como *Euterpe edulis* Mart., *Ocotea catharinensis* Mez e *Ocotea odorifera* Rohwer, aumentaram suas abundâncias em 87%, 95% e 91%, respectivamente, em comparação à amostragem Tipo 1 (Material Suplementar 2). O aumento do esforço amostral entre as amostragens Tipo 1 e 3 correspondeu um incremento de 52% na porcentagem de UA que alcançaram os critérios de suficiência amostral.

A amostragem Tipo 2 (área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm), em que o critério de inclusão dos indivíduos foi reduzido em relação a amostragem Tipo 3, apresentou desempenho intermediário no registro da riqueza específica e de espécies raras e ameaçadas de extinção. Para garantir um levantamento acurado da riqueza de espécies do sub-bosque da Mata Atlântica Subtropical, se mantida a amostragem de 400 m² por sítio, é importante também que o critério de inclusão dos indivíduos seja estendido, conforme ocorreu na amostragem Tipo 3. Em ambientes com elevada diversidade florística, como florestas tropicais e subtropicais (Caiafa & Martins 2007; Oliveira-Filho et al. 2013), um incremento no esforço amostral sempre resultará no registro de mais espécies (Kersten & Galvão 2011). Isso acontece porque a chance de encontrar espécies que não se distribuem randomicamente também cresce (Scheiner 2003). Ampliar o critério de inclusão dos indivíduos pode ser uma estratégia interessante, considerando que recrutas em estádios mais juvenis serão amostrados e poderão fornecer informações importantes para a compreensão da estrutura populacional, sobretudo de poluções de plantas raras e ameaçadas de extinção, de modo a subsidiar medidas de manejo e conservação destas espécies (Schemske et al.

1994; Fantini & Guries 2007), bem como da comunidade. No entanto, ressaltamos que a ampliação do critério de amostragem também aumenta a chance de se amostrar indivíduos efêmeros, o que pode ser desfavorável dependendo dos objetivos do levantamento da vegetação.

A amostragem Tipo 1 pode ser eficiente para fornecer um panorama geral da distribuição da diversidade do sub-bosque da Mata Atlântica Subtropical. Para o nosso conjunto de dados, a amostragem Tipo 1 conseguiu capturar o padrão esperado de distribuição de riqueza de espécies pelas regiões fitoecológicas, sendo a FOD mais rica, seguida pela FOM e FED. A FOD é a região fitoecológica do domínio Mata Atlântica que sempre se destaca pela riqueza de espécies, bem como pelo grande número de espécies raras e endêmicas (Oliveira-Filho & Fontes 2000; Scudeller et al. 2001; Caiafa & Martins 2010; Oliveira-Filho et al. 2013). A elevada heterogeneidade ambiental e a estabilidade térmica, aliadas a pluviosidade bem distribuída ao longo do ano são fatores que contribuem para a alta diversidade florística na FOD, se comparados às demais regiões fitoecológicas (Leite 2002; Oliveira-Filho et al. 2013).

A riqueza específica registrada no sub-bosque de cada região fitoecológica foi superior à de outros trabalhos em florestas tropicais. Na Mata Atlântica do Brasil, Westphalen & Silva (2012) registraram 163 espécies a partir da amostragem de 2.500 m² em FOD, e com inclusão de indivíduos com DAP < 4,8 cm e diâmetro à altura do solo (DAS) ≥ 1 cm. Na FOM, Souza et al. (2012) e Ribeiro et al. (2013) usaram mesmo critério de amostragem (área de 250 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 30 cm e DAP < 15 cm) e encontraram 55 e 93 espécies, respectivamente. Na FED, Leyser et al. (2012) amostraram 2.000 m² e registraram 64 espécies ao incluir indivíduos com altura ≥ 30 cm e DAS < 4,3 cm. Em área de Floresta Ombrófila na Costa Rica, Chazdon et al. (1998) levantaram 127 espécies em 2.400 m² incluindo indivíduos com altura ≥ 1m e DAP < 5 cm. Ressaltamos que a área geográfica estudada no presente estudo foi muito maior que os demais trabalhos elencados e, portanto, estas comparações devem ser cautelosas em decorrência das discrepâncias nos critérios de amostragem.

Além da grande variação nos critérios de amostragem do componente de sub-bosque em Florestas Tropicais e Subtropicais, conforme evidenciado no parágrafo anterior, na maioria desses estudos, a suficiência amostral não foi verificada (e.g., Oliveira & Felfili 2005; Negrelle 2006; Leyser et al. 2012; Ribeiro et al. 2013). Diferentes estratégias podem ser empregadas para avaliar a suficiência amostral. Dentre os métodos utilizados no presente estudo, os métodos de Jackknife 1° – 70%, Chao 1 e 2 – 70% e Chao 1 corrigido – 70% apresentaram resultados concordantes entre si e, portanto,

podem ser usados em equivalência para atestar suficiência amostral. O mesmo se aplica para os métodos de Cain – 5%, Jackknife 1° – 60%, Chao 1 e 2 – 60% e Chao 1 corrigido – 60%. Entretanto, os métodos que consideram uma acurácia de 70% entre riqueza observada e esperada representam uma abordagem mais rigorosa para aferir suficiência amostral, em comparação aos métodos com acurácia de 60% entre as duas medidas, juntamente com o método de Cain – 5%. Jiménez-Valverde & Hortal (2003) sugerem que uma amostra é suficiente quando são observadas 70% das espécies esperadas para a área de estudo. No entanto, este critério tem sido relaxado para 60% em trabalhos conduzidos em áreas de elevada diversidade florística, como a Mata Atlântica Subtropical (Gasper et al. 2013; Rezende et al. 2014), pois a ampliação da amostragem nestas áreas demanda altos custos financeiros e esforços de coleta que nem sempre são viáveis.

Os estimadores não paramétricos apresentam um bom grau de confiabilidade para calcular a riqueza de espécies esperada para determinada área (Colwell & Coddington 1994; Magurran 2004). No entanto, os resultados podem variar de acordo com o número de espécies raras na amostra, pois cada estimador pesa de maneira distinta a importância destas espécies (Colwell & Coddington 1994; Chazdon et al. 1998; Chiarucci et al. 2003). Para o nosso conjunto de dados, os estimadores apresentaram resultados muito próximos, com exceção do Jackknife 2°. Por sua vez, Chazdon et al. (1998) obtiveram boa performance com os estimadores Jackknife 2°, Chao 2 e ICE (*Incidence-based Coverage Estimator*) para amostras de sub-bosque em Floresta Ombrófila na Costa Rica. As estimativas também podem variar conforme o tamanho da amostra, o grau de agregação das espécies e a abundância total (Chazdon et al. 1998; Walther & Moore 2005), fatores que presumidamente influenciaram nossas estimativas.

A proposta de Cain (1938) sugere que a curva de incremento de espécies seja construída com base no aumento da área amostral. No entanto, no presente trabalho, substituímos área amostral por número de indivíduos em virtude do baixo número de amostras. Notamos que em curvas construídas a partir do número de indivíduos, os critérios de suficiência amostral são atingidos rapidamente, pois o incremento de novas espécies é mais lento, se comparadas às curvas baseadas em área amostral. Ou seja, com a amostragem de um indivíduo é possível registrar somente uma espécie, enquanto em uma amostra de 1 m² podem ser encontradas mais de uma espécie. Essa relação justifica os resultados obtidos pelo método de Cain – 10%, em que todas as UA alcançaram os critérios de suficiência amostral. Ao passo que o método de Cain – 5%, mais rígido, gerou resultados consistentes e próximos aos métodos de acurácia de 60% entre riqueza observada e esperada. Portanto, ao usar o método de Cain com curva de

rarefação de espécies baseada no número de indivíduos, sugerimos que a relação entre esforço amostral e número de espécies seja mais rigorosa.

Para as UA com número de indivíduos muito baixo, por exemplo, 30 indivíduos (Felfili et al. 2005), todos os métodos empregados foram falhos na avaliação da suficiência amostral. Nestas UA, a riqueza específica também foi baixa, geralmente menor que 10 espécies, quadro que não reflete a diversidade florística dos remanescentes florestais da Mata Atlântica Subtropical (Klein 1978; Gasper et al. 2012; Oliveira-Filho et al. 2013). Entretanto, mais da metade (66%) das UA foi classificada como suficiente por pelo menos um dos métodos empregados. Assim, o uso desses métodos deve ser efetuado com cautela quando o número de indivíduos é pequeno.

Concluimos que a amostragem de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura \geq 50 cm e DAP < 10 cm por sítio é a estratégia mais eficiente para levantar a composição e riqueza de espécies do sub-bosque da Mata Atlântica Subtropical. Esta estratégia pode ser uma boa opção para padronizar a amostragem da vegetação de sub-bosque na Mata Atlântica Subtropical, considerando que os trabalhos conduzidos até o momento apresentam os mais variados critérios de amostragem, o que dificulta a comparação dos resultados. As áreas contempladas apenas com a amostragem menos intensiva (amostragem Tipo 1), que corresponderam às regiões fitoecológicas da FED e FOM, apresentaram muitas UA sem suficiência amostral, baixa riqueza específica e inexpressiva ocorrência de espécies raras e ameaçadas de extinção, o que são indicativos de que estas áreas ainda merecem maiores esforços de coleta para o sub-bosque. Entretanto, esta amostragem menos intensiva (amostragem Tipo 1) pode contribuir para o entendimento dos padrões mais grosseiros de distribuição da diversidade da vegetação de sub-bosque. Ressaltamos ainda a importância de avaliar a suficiência amostral dos dados coletados em levantamentos da vegetação, preferencialmente, por meio do uso conjunto de diferentes métodos para atestar suficiência amostral, de modo a assegurar que as amostras obtidas sejam representativas e possam subsidiar consistentemente outros estudos ecológicos e biogeográficos, bem como fomentar a adoção de medidas de uso sustentável, manejo e conservação da biodiversidade.

Referências

- Alvares, C.A.; Stape, J.L.; Sentelhas, P.C.; Gonçalves, J.L.M.; Sparovek, G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711-728.

- Biodiversitas. 2014. <http://www.biodiversitas.org.br/floraBr/> (Acesso em maio de 2014).
- Burnham, K.P.; Overton, W.S. 1978. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika* 65: 623-633.
- Burnham, K.P.; Overton, W.S. 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 60: 927-936.
- Caiafa, A.N.; Martins, F.R. 2007. Taxonomic identification, sampling methods, and minimum size of the tree sampled: implications and perspectives for studies in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Functional Ecosystems and Communities* 1(2): 95-104.
- Caiafa, A.N.; Martins, F.R. 2010. Forms of rarity of tree species in the southern Brazilian Atlantic rainforest. *Biodiversity and Conservation* 19(9): 2597-2618.
- Cain, S.A. 1938. The species-area curve. *American Midland Naturalist* 19(3): 573-581.
- Cannone, N. 2004. Minimum area assessment and different sampling approaches for the study of vegetation communities in Antarctica. *Antarctic Science* 16 (2): 157-164.
- Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270.
- Chao, A. 2005. Species richness estimation. In: Balakrishnan, N.; Read, C.B.; Vidakovic, B. (eds.). *Encyclopedia of Statistical Sciences*. New York, Wiley.
- Chazdon, R.L.; Colwell, R.K.; Denslow, J.S.; Guariguata, M.R. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. In: Dallmeier, F.; Comiskey, J. (eds.). *Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modeling: Conceptual Background and Old World Case Studies*. Paris, Parthenon Publishing.
- Chiarucci, A.; Enright, N.J.; Perry, G.L.W.; Miller, B.P.; Lamont, B.B. 2003. Performance of nonparametric species richness estimators in a high diversity plant community. *Diversity and Distributions* 9: 283-295.
- Colwell, R.K.; Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society Series B* 345: 101-118.
- Colwell, R.K.; Chao, A.; Gotelli, N.J.; Lin, S.; Mao, C.X.; Chazdon, R.L.; Longino, J.T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5(1): 3-21.
- Colwell, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1. User's Guide and application. <http://purl.oclc.org/estimates> (Acesso em março de 2014).

- CONAFOR – Comisión Nacional Forestal. 2010. Inventario Nacional Forestal y de suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo. Re-muestreo 2010. Zapopan, CONAFOR.
- Echternacht, L.; Trovó, M.; Oliveira, C.T.; Pirani, J.R. 2011. Areas of endemism in the Espinhaço Range in Minas Gerais, Brazil. *Flora* 206: 782-791.
- ESRI. 2012. ArcGIS Desktop: Release 10.1. Environmental Systems Research Institute.
- Fantini, A.C.; Guries, R.P. 2007. Forest structure and productivity of palmitreiro (*Euterpe edulis* Martius) in the Brazilian Mata Atlântica. *Forest Ecology and Management* 242: 185-194.
- Felfili, J.M.; Carvalho, F.A.; Haidar, R.F. 2005. Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal. Brasília, Universidade de Brasília.
- Forzza, R.C.; Baumgratz, J.F.A.; Bicudo, C.E.M.; Canhos, D.A.; Carvalho Jr., A.A.; Coelho, M.A.N.; Costa, A.F.; Costa, D.P.; Hopkins, M.G.; Leitman, P.M.; Lohmann, L.G.; Lughadha, E.N.; Costa Maia, L.; Martinelli, G.; Menezes, M.; Morim, M.P.; Peixoto, A.L.; Pirani, J.R.; Prado, J.; Queiroz, L.Q.; Souza, S.; Souza, V.C.; Stehmann, J.R.; Sylvestre, L.S.; Walter, B.M.T.; Zappi, D.C. 2012. New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. *BioScience* 62: 39-45.
- Fundação SOS Mata Atlântica e INPE. 2019. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período 2005-2008. Relatório técnico. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica/ INPE.
- Gasper, A.L.; Meyer, L.; Sevegnani, L.; Sobral, M.; Bonnet, A. 2012. Flora vascular de Santa Catarina. In: Vibrans, A.C.; Sevegnani, L.; Gasper A.L.; Lingner, D.V. (org.). Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Volume 1, Diversidade e Conservação dos remanescentes florestais. Blumenau, Edifurb.
- Gasper, A.L.; Eisenlohr, P.V.; Salino, A. 2013. Climate-related variables and geographic distance affect fern species composition across a vegetation gradient in a shrinking hotspot. *Plant Ecology & Diversity*. doi: 10.1080/17550874.2013.843604
- Giulietti, A.M.; Harley, R.M.; Queiroz, L.P.; Wanderley, M.G.; Van den Berg, C. 2005. Biodiversidade e conservação das plantas no Brasil. *Megadiversidade* 1: 52-61.
- Gotelli, N.J.; Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Grand, J.; Cummings, M.P.; Rebelo, T.G.; Ricketts, T.H.; Neel, M.C. 2007. Biased data reduce efficiency and effectiveness of conservation reserve networks. *Ecology Letters* 10: 364-74.

- Hijmans, R.J.; Guarino, L.; Mathur, P. 2012. Diva-Gis 7.5. A geographic information system for the analysis of species distribution data. <http://www.diva-gis.org> (Acesso em fevereiro de 2014).
- Hopkins, M.J.G. 2007. Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. *Journal of Biogeography* 34: 1400-1411.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Rio de Janeiro, Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2014. www.ibge.gov.br/home/geociencias/areaterritorial/principal.shtm (Acesso em maio de 2014).
- INAFOR – Instituto Nacional Forestal. 2009. Resultados del Inventario Nacional Forestal: Nicaragua 2007-2008. Managua, INAFOR.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature. 2003. Guidelines for Application of IUCN Red list Criteria at Regional Levels: Version 3.0. Gland, IUCN Species Survival Commission.
- Jiménez-Valverde, A.; Hortal, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventario biológicos. *Revista Iberica de Aracnologia* 8: 151-161.
- Kersten, R.A.; Galvão, R. 2011. Suficiência amostral em inventário florísticos e fitossociológicos. In: Felfili, J.M.; Eisenlohr, P.V.; Melo, M.M.R.F.; Andrade, L.A.; Meira Neto, J.A.A. (eds.). *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos. Volume 1*. Viçosa, Editora UFV.
- Klein, R.M. 1978. Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina. Itajaí, Herbário Barbosa Rodrigues.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. México, Fondo de Cultura Economica.
- Laurance, W.F. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation* 142: 1137.
- Leite, P.F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do Sul do Brasil. *Ciências & Ambiente* 13(24): 51-73.
- Leyser, G.; Zanin, E.M.; Budke, J.C.; Mélo, M.A.; Henke-Oliveira, C. 2012. Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 26(1): 74-83.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford, Blackwell Publishing.

- Meyer, L.; Vibrans, A.C.; Gasper, A.L.; Lingner, D.V.; Sampaio, D.K. 2012. Espécies exóticas encontradas nas florestas de Santa Catarina. In: Vibrans, A.C.; Sevegnani, L.; Gasper A.L.; Lingner, D.V. (org.). Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Volume 1, Diversidade e Conservação dos remanescentes florestais. Blumenau, Edifurb.
- Mittermeier, R.A.; Robles-Gil, P.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C.G.; Lamoreux, J.; Fonseca, G.A.B. 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City, CEMEX/ Agrupación Sierra Madre.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2008. Instrução normativa nº 6, de 23 de setembro de 2008. <http://www.mma.gov.br> (Acesso em abril de 2014).
- Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. 2002. Aims and methods of vegetation ecology. New Jersey, The Blackburn Press.
- Negrelle, R.R.B. 2006. Composição florística e estrutura vertical de um trecho de Floresta Ombrófila Densa de Planície Quaternária. *Hoehnea* 33(1): 261-289.
- Nelson, B.W.; Ferreira, C.A.C.; Silva, M.F.; Kawasaki, M.L. 1990. Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. *Nature* 345: 714-716.
- NFI – Canada's National Forest Inventory. 2014a. <https://nfi.nfis.org/index.php?lang=en> (Acesso em maio de 2014).
- NFI – Swiss National Forest Inventory. 2014b. <http://www.lfi.ch/lfi/lfi-en.php> (Acesso em maio de 2014).
- Oliveira, E.C.L.; Felfili, J.M. 2005. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19(4): 801-811.
- Oliveira-Filho, A.T.; Fontes, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south-eastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32(4): 793-810.
- Oliveira-Filho, A.T.; Budke, J.C.; Jarenkow, J.A.; Eisenlohr, P.V.; Neves, D.R.M. 2013. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology*. doi: 10.1093/jpe/rtt058
- Pandolfo, C.; Braga, H.J.; Silva Júnior, V.P.; Massignan, A.M.; Pereira, E.S.; Thomé, V.M.R.; Valci, F.V. 2002. Atlas climatológico do Estado de Santa Catarina. Florianópolis, Epagri. CD-ROM.
- Ponder, W.F.; Carter, G.A.; Flemons, P.; Chapman, R.R. 2001. Evaluation of museum collection data for use in biodiversity assessment. *Conservation Biology* 15(3): 648-657.

- Rezende, V.L.; Eisenlohr, P.V.; Gasper, A.L.; Vibrans, A.C.; Oliveira-Filho, A.T. 2014. Toward a better understanding of the Subtropical Atlantic Forest: tree sampling accuracy, rarity and species richness in the state of Santa Catarina, Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 28(3): 382-391.
- Ribeiro, M.C.; Martensen, A.C.; Metzger, J.P.; Tabarelli, M.; Scarano, F.; Fortin, M.J. 2011. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: Zachos, F.E.; Habel, J.C. (eds.). *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas*. Heidelberg/ Dordrecht/ London/ New York, Springer.
- Ribeiro, T.M.; Ivanauskas, N.M.; Martins, S.V.; Polisel, R.T.; Santos, R.L.R.; Miranda Neto, A. 2013. Mixed rain forest in southeastern Brazil: tree species regeneration and floristic relationships in a remaining stretch of forest near the city of Itaberá, Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 27(1): 71-86.
- Santa Catarina. 1986. *Atlas de Santa Catarina*. Florianópolis, GAPLAN/SUEGI; Rio de Janeiro, Aerofoto Cruzeiro.
- SAR – Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de Santa Catarina. 2005. *Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina: Relatório do Projeto Piloto*. Florianópolis, Mimeo.
- Scheiner, S.M. 2003. Six types of species-area curves. *Global Ecology & Biogeography* 12: 441-447.
- Schemske, D.W.; Husband, B.C.; Ruckelshaus, M.H.; Goodwillie, C.; Parker, I.M.; Bishop, J.G. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75(3): 584-606.
- Schilling, A.C.; Batista, J.L.F. 2008. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. *Revista Brasileira de Botânica* 31: 179-187.
- Schilling, A.C.; Batista, J.L.F.; Couto, H.T.Z. 2012. Ausência de estabilização da curva de acumulação de espécies em florestas tropicais. *Ciência Florestal* 22: 101-111.
- Scudeller, V.V.; Martins, F.R.; Shepherd, G.J. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic Ombrophilous Dense Forest in Southeastern Brazil. *Plant Ecology* 152:185-199.
- Silva, W.P.; Silva, C.M.D.P.S. 2011. LAB Fit Curve Fitting Software (Nonlinear Regression and Treatment of Data Program) V 7.2.48. www.labfit.net (Acesso em fevereiro de 2014).
- Sobral, M.; Stehmann, J.R. 2009. An analysis of new angiosperm species discoveries in Brazil (1990-2006). *Taxon* 58: 227-232.

- Souza, V.C.; Polisel, R.T.; Ivanauskas, N.M. 2012. Estrutura e aspectos da regeneração natural de Floresta Ombrófila Mista no Parque Estadual de Campos do Jordão, SP, Brasil. *Hoehnea* 39(3): 387-407.
- Tomppo, E.; Gschwantner, T.; Lawrence, M.; Mc Roberts, R.E. 2010. *National Forest Inventories: pathway for common reporting*. Heidelberg, Springer.
- Vibrans, A.C.; Sevegnani, L.; Lingner, D.V.; Gasper, A.L.; Sabbagh, S. 2010. Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC): aspectos metodológicos e operacionais. *Pesquisa Florestal Brasileira* 30(64): 291-302.
- Vibrans, A.C.; Moser, P.; Lingner, D.V.; Gasper, A.L. 2012a. Metodologia do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. In: Vibrans, A.C.; Sevegnani, L.; Gasper A.L.; Lingner, D.V. (org.). *Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Volume 1, Diversidade e Conservação dos remanescentes florestais*. Blumenau, Edifurb.
- Vibrans, A.C.; Moser, P.; Lingner, D.V.; Maçaneiro, J.P. 2012b. Análise estatística do IFFSC e estimativas dendrométricas. In: Vibrans, A.C.; Sevegnani, L.; Gasper A.L.; Lingner, D.V. (org.). *Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Volume 1, Diversidade e Conservação dos remanescentes florestais*. Blumenau, Edifurb.
- Vibrans, A.C.; McRoberts, R.E.; Moser, P.; Nicoletti, A. 2013. Using satellite image-based maps and ground inventory data to estimate the remaining Atlantic forest in the Brazilian state of Santa Catarina. *Remote Sensing of Environment* 130: 87-95.
- Walther, B.A.; Moore, J. 2005. The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography* 28: 815-829.
- Westphalen, J.S.G.; Silva, A.C.B.L. 2012. Who is who in the understory: the contribution of resident and transitory groups of species to plant richness in forest. *Revista de Biología Tropical* 60(3): 1025-1040.

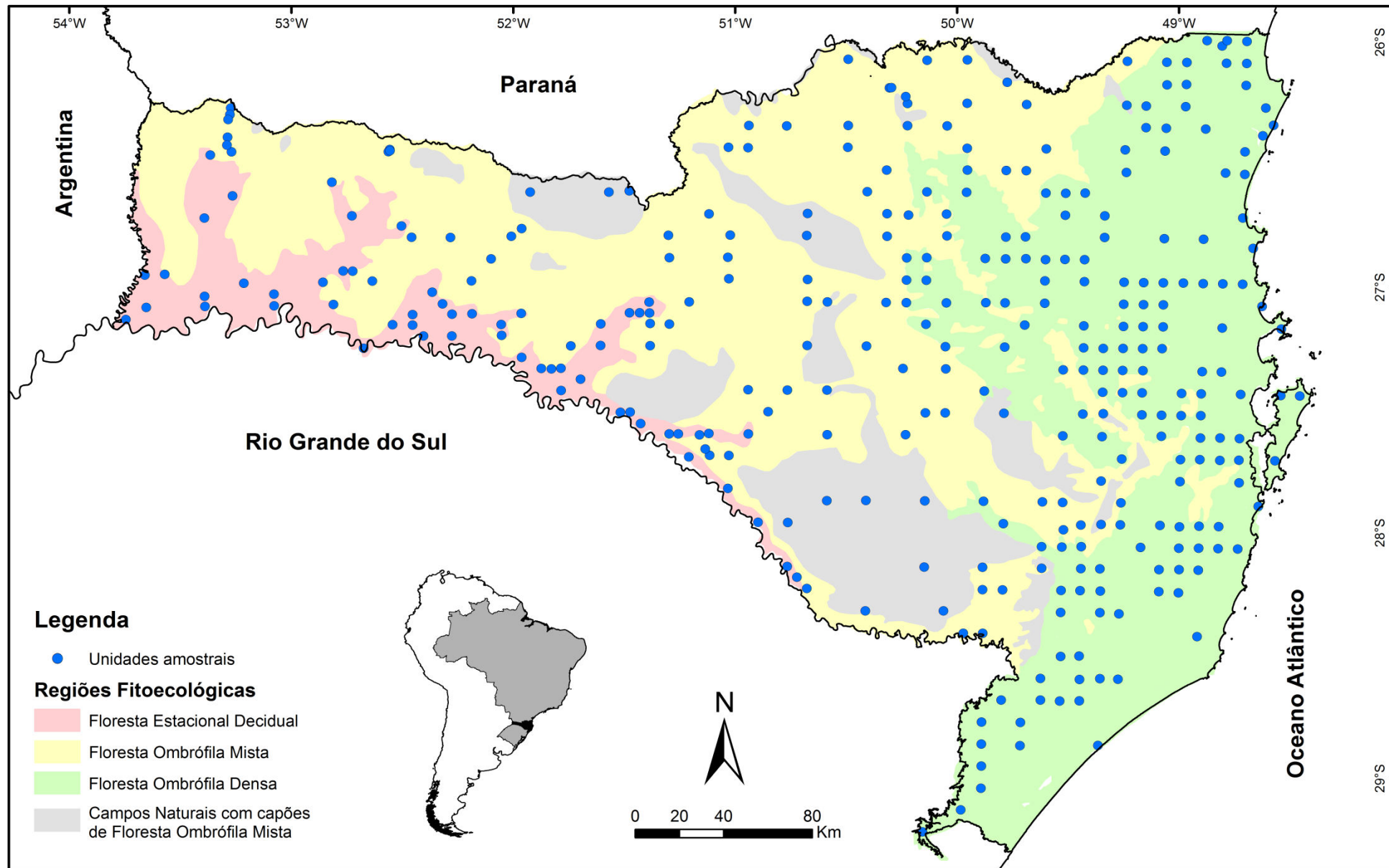


Figura 1. Distribuição das unidades amostrais avaliadas pelas regiões fitoecológicas do estado de Santa Catarina, Brasil.

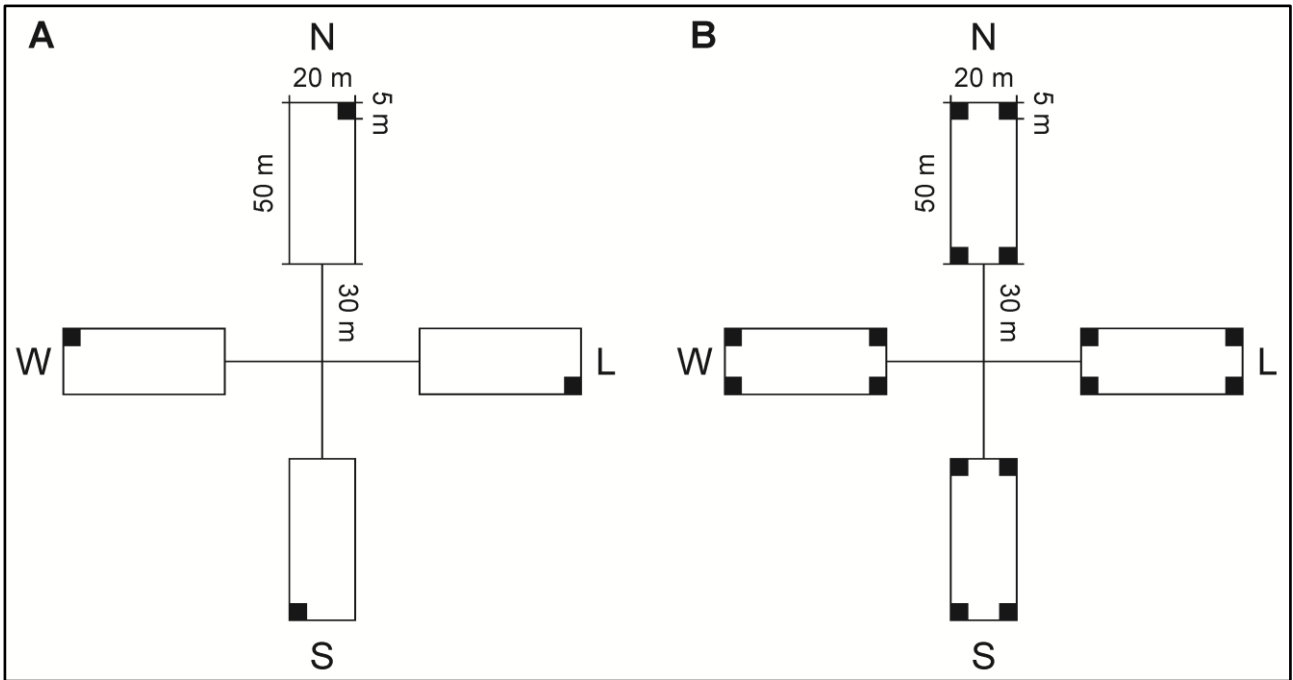


Figura 2. Representação das unidades amostrais em forma de conglomerado, bem como suas subunidades (50 m × 20 m; destinadas ao levantamento do componente arbóreo) e parcelas (5 m × 5 m; levantamento do sub-bosque). A) Uma parcela por subunidade totalizando 100 m² por unidade amostral (amostragem Tipo 1); B) Quatro parcelas por subunidade totalizando 400 m² (amostragens Tipo 2 e 3).

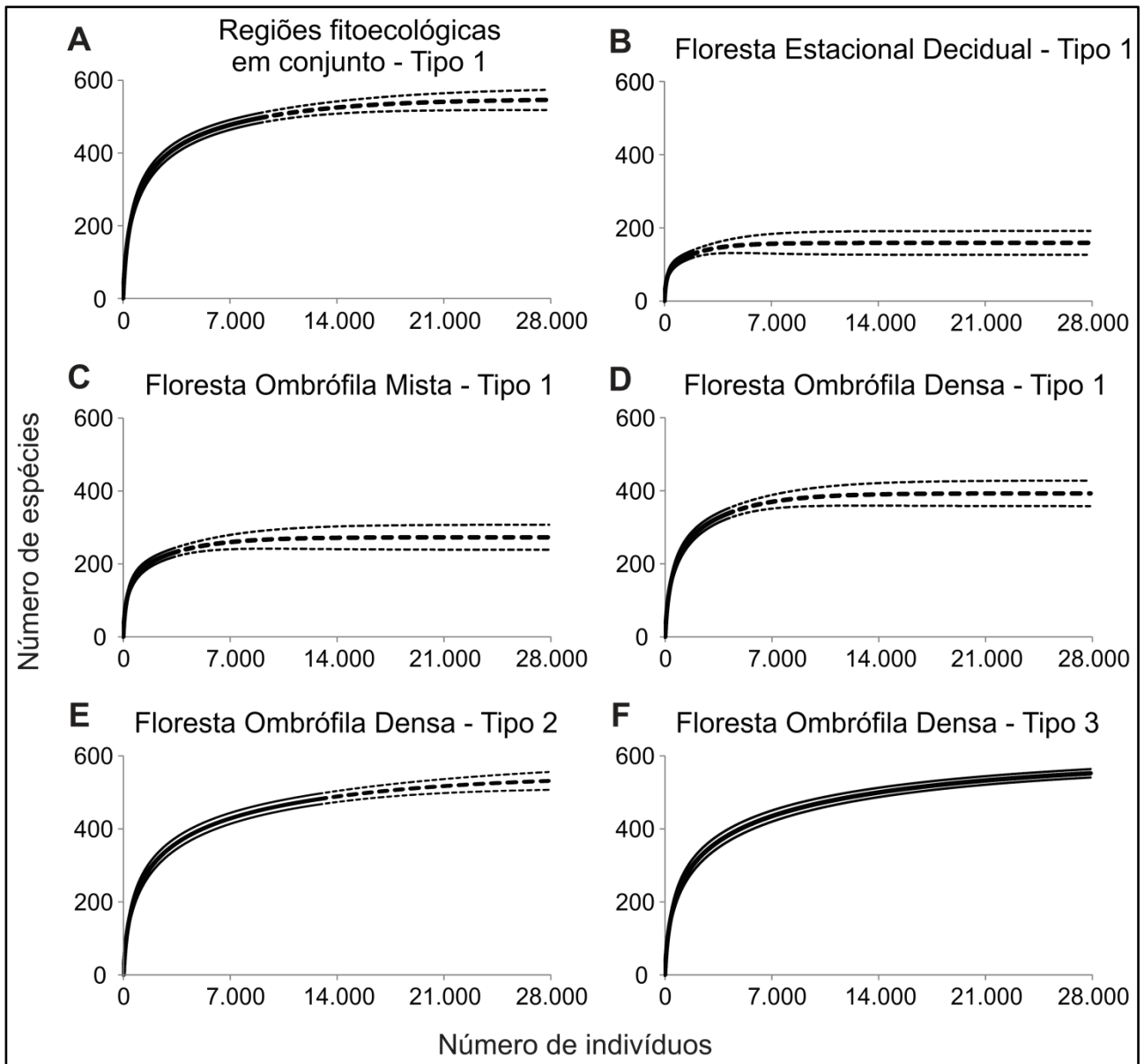


Figura 3. Curva de rarefação de espécies (linha espessa) e intervalo de confiança de 95% (linha fina) baseada no número de indivíduos. A a D) UA com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura \geq 150 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 1); E) UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura \geq 150 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 2); F) UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura \geq 50 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 3). As curvas foram extrapoladas para o total de indivíduos amostrados na Floresta Ombrófila Densa com amostragem Tipo 3 (linha tracejada). Foram consideradas apenas as unidades amostrais com suficiência amostral conforme avaliação conjunta dos métodos de Cain – 5%, Jackknife 1° – 60% e Chao 1 corrigido – 60%.

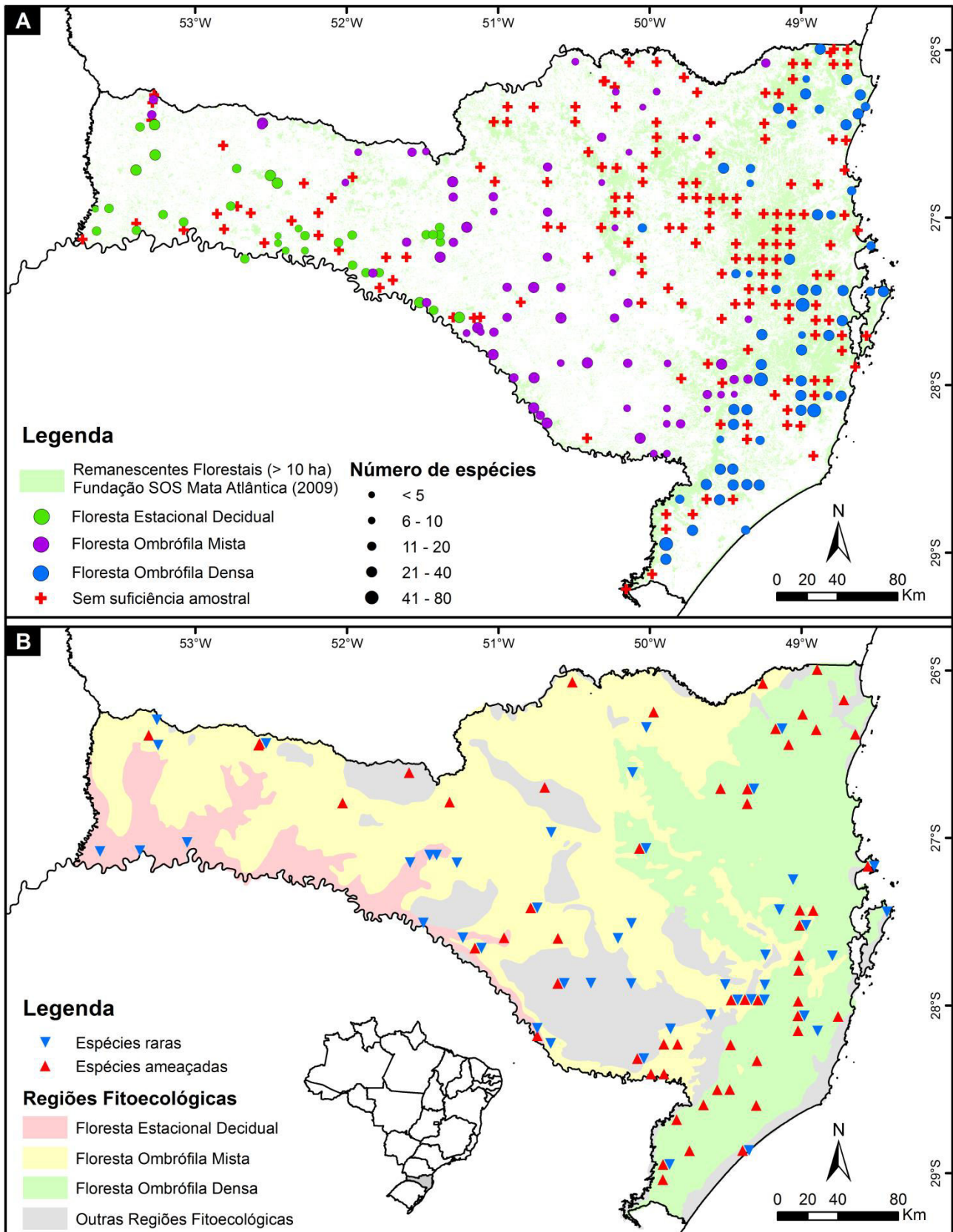


Figura 4. A) Unidades amostrais com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 1) com e sem suficiência amostral. B) Representação da ocorrência de espécies raras e de espécies ameaçadas de extinção (Fundação Biodiversitas) nas unidades amostrais com suficiência amostral. O tamanho dos círculos representa o número de espécies registradas. Foram consideradas apenas as unidades amostrais com suficiência amostral conforme avaliação conjunta dos métodos de Cain – 5%, Jackknife 1° – 60% e Chao 1 corrigido – 60%.

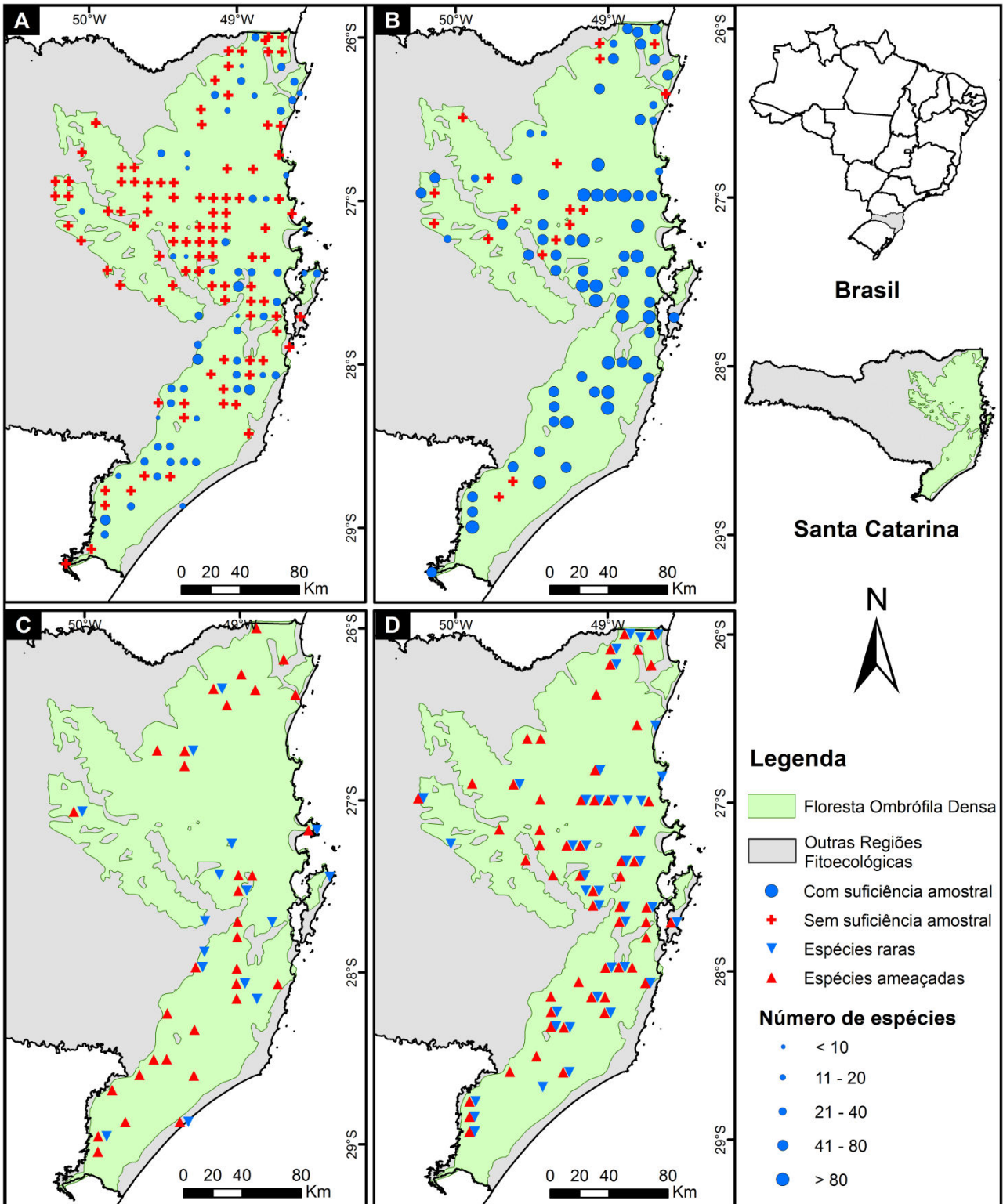


Figura 5. Unidades amostrais (UA) da Floresta Ombrófila Densa com e sem suficiência amostral: A) 155 UA com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 1); B) 89 UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 3). Representação da ocorrência de espécies raras e espécies ameaçadas de extinção (Fundação Biodiversitas) nas unidades amostrais com suficiência: C) UA com amostragem Tipo 1; D) UA com amostragem Tipo 3. O tamanho dos círculos representa o número de espécies registradas. Foram consideradas apenas as unidades amostrais com suficiência amostral conforme avaliação conjunta dos métodos de Cain – 5%, Jackknife 1° – 60% e Chao 1 corrigido – 60%.

Tabela 1. Número de unidades amostrais (UA) avaliadas quanto à suficiência amostral por região fitoecológica, bem como seu tipo de amostragem. Tipo 1: UA com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 2: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 3: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm.

	Tipo de amostragem	Número de UA avaliadas
Regiões fitoecológicas em conjunto	Tipo 1	324
Floresta Estacional Decidual	Tipo 1	51
Floresta Ombrófila Mista	Tipo 1	118
Floresta Ombrófila Densa	Tipo 1	155
Floresta Ombrófila Densa	Tipo 2	89
Floresta Ombrófila Densa	Tipo 3	89

Tabela 2. Número (N^o.) e porcentagem (%) de unidades amostrais com suficiência amostral por regiões fitoecológicas conforme tipo de amostragem e o método de avaliação de suficiência amostral empregado. Tipo 1: UA com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 2: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 3: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm. Métodos: Cain – 10% ou 5%: um incremento de 10% no número de indivíduos amostrados gera um aumento de até 10% ou 5% no número de espécies; acurácia de 70% ou 60% entre riqueza observada e riqueza esperada pelos estimadores Jackknife 1^o e 2^o, Chao 1 e 2, Chao 1 corrigido; métodos em conjunto: unidades amostrais com suficiência conforme avaliação conjunta dos métodos de Cain – 5%, Jackknife 1^o – 60% e Chao 1 corrigido – 60%.

Métodos de avaliação de suficiência amostral	Regiões fitoecológicas em conjunto		Floresta Estacional Decidual		Floresta Ombrófila Mista		Floresta Ombrófila Densa					
	Tipo 1		Tipo 1		Tipo 1		Tipo 1		Tipo 2		Tipo 3	
	N ^o .	%	N ^o .	%	N ^o .	%	N ^o .	%	N ^o .	%	N ^o .	%
Cain - 10%	324	100,0	51	100,0	118	100,0	155	100,0	89	100,0	89	100,0
Cain - 5%	190	58,6	41	80,4	76	64,4	73	47,1	74	83,1	85	95,5
Jackknife 1 ^o - 70%	74	22,8	17	33,3	34	28,8	23	14,8	36	40,4	61	68,5
Jackknife 1 ^o - 60%	262	80,9	48	94,1	104	88,1	110	71,0	84	94,4	89	100,0
Jackknife 2 ^o - 70%	3	0,9	0	0,0	3	2,5	0	0,0	0	0,0	2	2,2
Jackknife 2 ^o - 60%	22	6,8	7	13,7	10	8,5	5	3,2	14	15,7	31	34,8
Chao 1 - 70%	93	28,7	18	35,3	46	39,0	29	18,7	29	32,6	46	51,7
Chao 1 - 60%	148	45,7	26	51,0	66	55,9	56	36,1	48	53,9	63	70,8
Chao 1 corrigido - 70%	152	46,9	26	51,0	73	61,9	53	34,2	37	41,6	51	57,3
Chao 1 corrigido - 60%	208	64,2	37	72,5	89	75,4	82	52,9	56	62,9	71	79,8
Chao 2 - 70%	139	42,9	24	47,1	65	55,1	50	32,3	35	39,3	50	56,2
Chao 2 - 60%	194	59,9	34	66,7	81	68,6	79	51,0	56	62,9	71	79,8
Métodos em conjunto	161	49,7	34	66,7	68	57,6	59	38,1	55	61,8	71	79,8
Total de UA	324	100,0	51	100,0	118	100,0	155	100,0	89	100,0	89	100,0

Tabela 3. Número (N°) e porcentagem (%) espécies registradas nas unidades amostrais com suficiência por regiões fitoecológicas, conforme tipo de amostragem e o método de avaliação de suficiência amostral empregado. Tipo 1: UA com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 2: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 3: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm. Métodos: Cain – 10% ou 5%: um incremento de 10% no número de indivíduos amostrados gera um aumento de até 10% ou 5% no número de espécies; acurácia de 70% ou 60% entre riqueza observada e riqueza esperada pelos estimadores Jackknife 1° e 2°, Chao 1 e 2, Chao 1 corrigido; métodos em conjunto: unidades amostrais com suficiência conforme avaliação conjunta dos métodos de Cain – 5%, Jackknife 1° – 60% e Chao 1 corrigido – 60%.

Métodos de avaliação de suficiência amostral	Regiões fitoecológicas em conjunto		Floresta Estacional Decidual		Floresta Ombrófila Mista		Floresta Ombrófila Densa					
	Tipo 1		Tipo 1		Tipo 1		Tipo 1		Tipo 2		Tipo 3	
	N°.	%	N°.	%	N°.	%	N°.	%	N°.	%	N°.	%
Cain - 10%	600	100,0	148	100,0	293	100,0	462	100,0	531	100,0	575	100,0
Cain - 5%	523	87,2	134	90,5	236	80,5	367	79,4	512	96,4	561	97,6
Jackknife 1° - 70%	366	61,0	90	60,8	178	60,8	213	46,1	407	76,6	532	92,5
Jackknife 1° - 60%	578	96,3	140	94,6	279	95,2	428	92,6	520	97,9	575	100,0
Jackknife 2° - 70%	33	5,5	0	0,0	33	11,3	0	0,0	0	0,0	57	9,9
Jackknife 2° - 60%	184	30,7	56	37,8	87	29,7	75	16,2	286	53,9	444	77,2
Chao 1 - 70%	400	66,7	99	66,9	198	67,6	246	53,2	411	77,4	502	87,3
Chao 1 - 60%	482	80,3	114	77,0	237	80,9	325	70,3	531	100,0	545	94,8
Chao 1 corrigido - 70%	465	77,5	113	76,4	242	82,6	297	64,3	432	81,4	513	89,2
Chao 1 corrigido - 60%	527	87,8	130	87,8	261	89,1	364	78,8	481	90,6	551	95,8
Chao 2 - 70%	459	76,5	112	75,7	231	78,8	295	63,9	430	81,0	510	88,7
Chao 2 - 60%	516	86,0	123	83,1	252	86,0	360	77,9	481	90,6	551	95,8
Métodos em conjunto	496	82,7	126	85,1	229	78,2	336	72,7	480	90,4	552	96,0
Total de UA	600	100,0	148	100,0	293	100,0	462	100,0	531	100,0	575	100,0

Tabela 4. Espécies raras e espécies ameaçadas de extinção segundo MMA (2008) e a Fundação Biodiversitas por região fitoecológica. Tipo 1: UA com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 2: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 3: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm. Foram consideradas apenas as unidades amostrais com suficiência amostral conforme avaliação conjunta dos métodos de Cain – 5%, Jackknife 1° – 60% e Chao 1 corrigido – 60%.

Amostragem	Total de espécies	Número de espécies			Porcentagem de espécies raras	
		Ameaçadas MMA (2008)	Ameaçadas Biodiversitas	Raras		
Regiões fitoecológicas em conjunto	Tipo 1	496	6	8	49	9,9
Floresta Estacional Decidual	Tipo 1	126	0	0	8	6,3
Floresta Ombrófila Mista	Tipo 1	229	3	4	23	10,0
Floresta Ombrófila Densa	Tipo 1	336	4	4	19	5,7
Floresta Ombrófila Densa	Tipo 2	480	4	5	42	8,8
Floresta Ombrófila Densa	Tipo 3	552	4	5	74	13,4

Tabela 5. Número de indivíduos e de espécies observadas, bem como número de espécies esperadas e intervalo de confiança (IC) de 95% conforme os estimadores Chao 1 e Chao 1 corrigido, por região fitoecológica e tipo de amostragem. Tipo 1: UA com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 2: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 3: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm. Foram consideradas apenas as unidades amostrais com suficiência amostral conforme avaliação conjunta dos métodos de Cain – 5%, Jackknife 1° – 60% e Chao 1 corrigido – 60%.

	Amostragem	Número		Estimador (IC de 95%)	
		Indivíduos	Espécies observadas	Chao 1	Chao 1 corrigido
Regiões Fitoecológicas em conjunto	Tipo 1	8.928	496	549 (525 – 590)	547 (524 – 587)
Floresta Estacional Decidual	Tipo 1	1.714	126	159 (139 – 209)	155 (137 – 200)
Floresta Ombrófila Mista	Tipo 1	3.186	229	273 (250 – 322)	270 (248 – 316)
Floresta Ombrófila Densa	Tipo 1	4.036	336	393 (367 – 440)	391 (366 – 436)
Floresta Ombrófila Densa	Tipo 2	12.802	480	544 (517 – 592)	542 (516 – 589)
Floresta Ombrófila Densa	Tipo 3	27.880	552	589 (572 – 621)	588 (571 – 619)

Tabela 6. Porcentagem de concordância entre os diferentes métodos empregados para avaliar a suficiência amostral. Porção superior da tabela: 324 unidades amostrais das três regiões fitoecológicas em conjunto com amostragem de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 1); porção inferior: 89 unidades amostrais da Floresta Ombrófila Densa com amostragem de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 3). Métodos: Cain – 5%: um incremento de 10% no número de indivíduos amostrados gera um aumento de até 5% no número de espécies; acurácia de 70% ou 60% entre riqueza observada e riqueza esperada pelos estimadores Jackknife 1° (Jack. 1°), Chao 1 e 2, Chao 1 corrigido (Chao 1c).

	Cain 5%	Jack. 1° 70%	Jack. 1° 60%	Chao 1 70%	Chao 1 60%	Chao 1c 70%	Chao 1c 60%	Chao 2 70%	Chao 2 60%
Cain 5%	0	64,2	77,8	64,5	69,8	70,4	76,5	70,7	77,2
Jack. 1° 70%	73,0	0	42,0	85,5	73,5	74,1	58,6	77,5	63,0
Jack. 1° 60%	95,5	68,5	0	46,6	63,6	64,8	79,0	62,0	77,2
Chao 1 70%	56,2	83,1	51,7	0	83,0	81,8	64,5	82,7	67,0
Chao 1 60%	75,3	88,8	70,8	80,9	0	93,8	81,5	93,5	83,3
Chao 1c 70%	61,8	86,5	57,3	94,4	86,5	0	82,7	94,8	84,6
Chao 1c 60%	84,3	84,3	79,8	71,9	91,0	77,5	0	78,7	93,8
Chao 2 70%	60,7	85,4	56,2	95,5	85,4	98,9	76,4	0	83,0
Chao 2 60%	84,3	84,3	79,8	71,9	91,0	77,5	100,0	76,4	0

Tabela 7. Porcentagem de concordância entre os diferentes métodos empregados para avaliar a suficiência amostral. Porção superior da tabela: 51 unidades amostrais da Floresta Estacional Decidual com amostragem de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 1); porção inferior: 118 unidades amostrais da Floresta Ombrófila Mista com amostragem Tipo 1. Métodos: Cain – 5%: um incremento de 10% no número de indivíduos amostrados gera um aumento de até 5% no número de espécies; acurácia de 70% ou 60% entre riqueza observada e riqueza esperada pelos estimadores Jackknife 1° (Jack. 1°), Chao 1 e 2, Chao 1 corrigido (Chao 1c).

	Cain 5%	Jack. 1° 70%	Jack. 1° 60%	Chao 1 70%	Chao 1 60%	Chao 1c 70%	Chao 1c 60%	Chao 2 70%	Chao 2 60%
Cain 5%	0	52,9	86,3	54,9	66,7	66,7	80,4	62,7	78,4
Jack. 1° 70%	64,4	0	39,2	86,3	78,4	82,4	60,8	82,4	66,7
Jack. 1° 60%	76,3	40,7	0	41,2	56,9	56,9	78,4	52,9	72,5
Chao 1 70%	61,0	78,0	47,5	0	84,3	84,3	62,7	88,2	68,6
Chao 1 60%	64,4	69,5	64,4	83,1	0	96,1	78,4	96,1	84,3
Chao 1c 70%	68,6	66,9	70,3	77,1	92,4	0	78,4	96,1	84,3
Chao 1c 60%	75,4	53,4	83,9	63,6	80,5	86,4	0	74,5	90,2
Chao 2 70%	70,3	73,7	66,9	75,4	90,7	91,5	79,7	0	80,4
Chao 2 60%	75,4	60,2	78,8	65,3	80,5	86,4	89,8	86,4	0

Tabela 8. Porcentagem de concordância entre os diferentes métodos empregados para avaliar a suficiência amostral. Porção superior da tabela: 155 unidades amostrais da Floresta Ombrófila Densa com amostragem de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 1); porção inferior: 89 unidades amostrais da Floresta Ombrófila Densa com amostragem de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 2). Métodos: Cain – 5%: um incremento de 10% no número de indivíduos amostrados gera um aumento de até 5% no número de espécies; acurácia de 70% ou 60% entre riqueza observada e riqueza esperada pelos estimadores Jackknife 1° (Jack. 1°), Chao 1 e 2, Chao 1 corrigido (Chao 1c).

	Cain 5%	Jack. 1° 70%	Jack. 1° 60%	Chao 1 70%	Chao 1 60%	Chao 1c 70%	Chao 1c 60%	Chao 2 70%	Chao 2 60%
Cain 5%	0,0	67,7	76,1	70,3	74,8	72,9	76,1	73,5	78,1
Jack. 1° 70%	57,3	0,0	43,9	91,0	74,8	76,8	61,9	78,7	63,9
Jack. 1° 60%	88,8	46,1	0,0	47,7	65,2	63,2	75,5	61,3	77,4
Chao 1 70%	49,4	80,9	38,2	0,0	82,6	84,5	65,8	86,5	67,7
Chao 1 60%	68,5	79,8	59,6	78,7	0,0	94,2	83,2	94,8	85,2
Chao 1c 70%	58,4	85,4	47,2	91,0	87,6	0,0	81,3	96,8	83,2
Chao 1c 60%	77,5	75,3	68,5	69,7	91,0	78,7	0,0	79,4	98,1
Chao 2 70%	56,2	83,1	44,9	93,3	85,4	97,8	76,4	0,0	81,3
Chao 2 60%	77,5	75,3	68,5	69,7	91,0	78,7	100,0	76,4	0,0

Material Suplementar 1. Espécies raras encontradas em cada região fitoecológica e respectivas abundâncias. Tipo 1: UA com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 2: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 3: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm. Foram consideradas apenas as unidades amostrais com suficiência amostral conforme avaliação conjunta dos métodos de Cain – 5%, Jackknife 1° – 60% e Chao 1 corrigido – 60%.

Famílias Espécies raras	Floresta Estacional Decidual	Floresta Ombrófila Mista	Floresta Ombrófila Densa		
	Tipo 1	Tipo 1	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
Anacardiaceae					
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	0	1	0	0	0
Asteraceae					
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	0	1	0	0	0
<i>Baccharis sagittalis</i> (Less.) DC.	0	1	0	0	0
<i>Neocabreria malachophylla</i> (Klatt) R.M. King & H. Rob.	0	1	0	0	0
<i>Piptocarpha quadrangularis</i> (Vell.) Baker	0	0	0	0	1
<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch.Bip.) Baker	0	0	0	0	1
<i>Symphopappus itatiayensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	0	0	0	1	2
<i>Vernonanthura tweediana</i> (Baker) H. Rob.	0	1	0	0	0
Bignoniaceae					
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	0	0	0	2	2
Cardiopteridaceae					
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard	0	1	0	0	0
Celastraceae					
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	1	1	0	0	0
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	0	0	0	1	2
<i>Pristimera celastroides</i> (Kunth) A.C.Sm.	0	0	0	0	1
Cunoniaceae					
<i>Weinmannia humilis</i> Engl.	0	1	0	0	0
Cyatheaceae					
<i>Cyathea gardneri</i> Hook.	0	0	0	1	1
<i>Cyathea hirsuta</i> C.Presl	0	0	0	1	1
Erythroxylaceae					
<i>Erythroxylum ambiguum</i> Peyr.	0	0	0	1	1
Escalloniaceae					
<i>Escallonia megapotamica</i> Spreng.	0	2	0	0	0
Euphorbiaceae					
<i>Croton splendidus</i> Mart.	0	2	0	0	0
Fabaceae					
<i>Ateleia glazioveana</i> Baill.	0	1	0	0	0
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	1	0	0	0	0
<i>Inga edwallii</i> (Harms) T.D.Penn.	0	0	0	0	1
<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	0	1	0	1	1
<i>Inga virescens</i> Benth.	0	1	0	0	0
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	1	0	0	0	0
<i>Lonchocarpus nitidus</i> (Vogel) Benth.	1	0	0	0	0
<i>Machaerium vestitum</i> Vogel	0	0	0	1	2
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	0	0	0	1	2
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	0	0	0	0	1
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	0	0	0	1	2
<i>Senegalia recurva</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	1	0	0	0	0

Famílias Espécies raras	Floresta Estacional Decidual	Floresta Ombrófila Mista	Floresta Ombrófila Densa		
	Tipo 1	Tipo 1	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
Lamiaceae					
<i>Aegiphila obducta</i> Vell.	0	0	0	0	1
Lauraceae					
<i>Cinnamomum hatschbachii</i> Vattimo-Gil	0	0	0	1	1
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	0	0	1	1	2
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm.	0	0	0	0	1
<i>Nectandra puberula</i> (Schott) Nees	0	0	0	0	1
<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	0	0	1	0	0
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	0	1	0	0	0
<i>Ocotea mandioccana</i> A.Quinet	0	0	1	1	2
<i>Ocotea vaccinioides</i> (Meisn.) Mez	0	0	1	0	0
<i>Persea alba</i> Nees & Mart.	0	0	2	0	0
Lythraceae					
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	0	0	0	0	1
Malpighiaceae					
<i>Heteropterys aenea</i> Griseb.	0	0	0	0	1
Malvaceae					
<i>Sida planicaulis</i> Cav.	0	0	0	0	1
Melastomataceae					
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	0	0	0	1	1
<i>Clidemia urceolata</i> DC.	0	0	0	0	2
<i>Leandra fragilis</i> Cogn.	0	0	0	0	2
<i>Leandra purpurascens</i> (DC.) Cogn.	0	0	0	1	2
<i>Leandra refracta</i> Cogn.	0	0	0	0	1
<i>Leandra salicina</i> (DC.) Cogn.	0	0	0	0	1
<i>Leandra xanthostachya</i> Cogn.	0	0	0	0	2
<i>Miconia fasciculata</i> Gardner	0	0	0	0	2
<i>Ossaea meridionalis</i> D'El Rei Souza	0	0	0	0	1
<i>Tibouchina pilosa</i> Cogn.	0	0	0	0	1
<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	0	0	0	0	1
<i>Tibouchina trichopoda</i> (DC.) Baill.	0	0	0	2	2
Moraceae					
<i>Ficus cestrifolia</i> Schott ex Spreng.	0	0	0	1	1
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	0	0	0	1	1
Myrtaceae					
<i>Calyptanthus pileata</i> D.Legrand	0	0	1	0	0
<i>Eugenia beaurepairiana</i> (Kiaersk.) D. Legrand	0	0	0	1	1
<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	0	0	0	1	1
<i>Eugenia nutans</i> O.Berg	0	0	0	2	2
<i>Eugenia platysema</i> O.Berg	0	0	0	2	1
<i>Eugenia prasina</i> O.Berg	0	0	0	0	1
<i>Eugenia subterminalis</i> DC.	0	0	0	2	2
<i>Eugenia umbelliflora</i> O.Berg	0	0	0	1	2
<i>Myrceugenia bracteosa</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	0	0	1	0	0
<i>Myrceugenia campestris</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	0	0	0	1	1
<i>Myrceugenia cucullata</i> D.Legrand	0	0	0	2	1
<i>Myrceugenia kleinii</i> D.Legrand & Kausel	0	0	0	1	2
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	0	0	1	0	0
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	0	0	0	0	1
<i>Myrcia oligantha</i> O.Berg	0	2	0	0	0
<i>Myrcia pubiflora</i> DC.	0	0	0	1	2
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	0	1	0	0	0

Famílias Espécies raras	Floresta Estacional Decidual	Floresta Ombrófila Mista	Floresta Ombrófila Densa		
	Tipo 1	Tipo 1	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
<i>Myrrhimum atropurpureum</i> Schott	0	2	0	0	0
<i>Neomitranthes gemballae</i> (D.Legrand) D.Legrand	0	0	0	0	1
<i>Plinia cordifolia</i> (D.Legrand) Sobral	0	0	2	0	0
<i>Plinia edulis</i> (Vell.) Sobral	0	0	1	0	0
<i>Psidium guineense</i> Sw.	0	0	0	0	1
<i>Psidium ovale</i> (Spreng.) Burret	0	0	1	0	0
Nyctaginaceae					
<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	0	0	1	0	0
Pentaphylacaceae					
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	0	0	0	1	1
Phyllanthaceae					
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	0	0	0	1	1
Picramniaceae					
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	0	0	0	2	2
Piperaceae					
<i>Piper diospyrifolium</i> Kunth	0	0	0	2	2
<i>Piper kleinii</i> Yunck.	0	0	1	0	0
<i>Piper klotzschianum</i> (Kunth) C.DC.	0	0	0	1	1
<i>Piper ulei</i> C.DC.	0	0	0	0	1
Polygonaceae					
<i>Coccoloba cordata</i> Cham.	0	0	1	0	0
Primulaceae					
<i>Myrsine balansae</i> (Mez) Otegui	1	0	0	0	0
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	0	0	0	2	2
<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Imkhan.	1	0	0	0	0
Proteaceae					
<i>Roupala asplenioides</i> Sleumer	0	0	0	0	2
Quillajaceae					
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	0	2	0	0	0
Rhamnaceae					
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	0	0	0	2	2
Rubiaceae					
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	0	0	0	0	1
<i>Psychotria stenocalyx</i> Müll. Arg.	0	0	2	0	0
Sapindaceae					
<i>Matayba cristae</i> Reitz	0	0	0	1	1
Scrophylariaceae					
<i>Buddleja elegans</i> Cham. & Schtdl.	0	1	0	0	0
Solanaceae					
<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.	0	0	1	1	1
<i>Aureliana glomuliflora</i> Sendtn.	0	0	0	1	1
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	2	0	0	0	0
<i>Solanum americanum</i> Mill.	0	0	2	0	0
<i>Solanum bullatum</i> Vell.	0	1	0	1	1
<i>Solanum caavurana</i> Vell.	0	0	1	0	0
<i>Solanum chacoense</i> Bitter	0	0	0	0	1
<i>Solanum didymum</i> Dunal	0	0	0	0	1
Styracaceae					
<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	0	0	0	1	1
Symplocaceae					
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart.	0	0	0	2	2
<i>Symplocos trachycarpus</i> Brand	0	1	0	0	1

Famílias Espécies raras	Floresta Estacional Decidual	Floresta Ombrófila Mista	Floresta Ombrófila Densa		
	Tipo 1	Tipo 1	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
Thymelaeaceae					
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	0	2	0	0	0
Urticaceae					
<i>Urera nitida</i> (Vell.) P.Brack	0	0	0	0	1
Verbenaceae					
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	0	0	1	1	1
<i>Citharexylum solanaceum</i> Cham.	0	0	0	0	2
<i>Lantana camara</i> L.	0	2	0	0	0

Material Suplementar 2. Espécies ameaçadas de extinção conforme Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção (MMA 2008) e a Fundação Biodiversitas e, respectiva abundância por regiões fitoecológicas. Tipo 1: UA com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 2: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm; Tipo 3: UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm. Foram consideradas apenas as unidades amostrais com suficiência amostral conforme avaliação conjunta dos métodos de Cain – 5%, Jackknife 1° – 60% e Chao 1 corrigido – 60%.

Espécies ameaçadas	MMA (2008)	Biodiversitas	Floresta Estacional Decidual	Floresta Ombrófila Mista	Floresta Ombrófila Densa		
			Tipo 1	Tipo 1	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
Araucariaceae							
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	x	Em perigo	0	48	0	0	0
Areaceae							
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	x	Em perigo	0	0	169	480	1.323
Asteraceae							
<i>Symphyopappus lymansmithii</i> B.L. Rob.		Em perigo	0	7	0	0	0
Dicksoniaceae							
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	x	Em perigo	0	25	1	1	9
Lauraceae							
<i>Cinnamomum hatschbachii</i> Vattimo-Gil		Vulnerável	0	0	0	1	1
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	x	Vulnerável	0	0	7	50	138
<i>Ocotea odorifera</i> Rohwer	x	Vulnerável	0	0	7	24	80
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	x	Vulnerável	0	6	0	0	0
Symplocaceae							
<i>Symplocos corymboclados</i> Brand		Criticamente em perigo	0	3	0	0	0

Impactos antrópicos são os preditores ambientais com maior influência sobre os padrões da vegetação do sub-bosque da Mata Atlântica Subtropical?

Leila Meyer¹; Pedro Vasconcellos Eisenlohr²; Alexander Christian Vibrans³; José Pires de Lemos-Filho¹

¹Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Botânica, Avenida Presidente Antônio Carlos, 6627, Pampulha, 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brasil

²Universidade do Estado de Mato Grosso, Faculdade de Ciências Biológicas e Agrárias, Caixa Postal 324, Jardim Flamboyant, 78580-000, Alta Floresta, MT, Brasil

³Fundação Universidade Regional de Blumenau, Departamento de Engenharia Florestal, Rua São Paulo, 3250, Itoupava Seca, 89030-000, Blumenau, SC, Brasil

Resumo

A configuração da paisagem, que é resultado da atuação de pressões antrópicas, juntamente com os impactos antrópicos, como caça e corte seletivo de madeira, causam alterações nos padrões da vegetação em florestas tropicais e subtropicais. Outras variáveis, como as climáticas, edáficas, topográficas e espaciais, também são determinantes sobre os padrões da vegetação. De posse do maior conjunto de variáveis preditoras ambientais (70 variáveis) disponíveis até o momento para a Mata Atlântica, objetivamos investigar a influência de variáveis de impacto antrópico, da estrutura da paisagem, da estrutura do componente arbóreo, climáticas, edáficas, topográficas e espaciais sobre a composição de espécies, diversidade e estrutura da vegetação de sub-bosque da Mata Atlântica Subtropical, mais especificamente a região fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa do estado de Santa Catarina, Sul do Brasil. Uma fração importante da variação na composição de espécies, diversidade e estrutura da vegetação do sub-bosque parece ser explicada por variáveis relacionadas a impactos antrópicos (variáveis de impacto antrópico e da estrutura da paisagem) em comparação às proporções explicadas pelas demais variáveis ambientais e espaciais. Evidenciamos que o tamanho e a forma dos remanescentes florestais, bem como o corte seletivo e a caça no interior das UA e o plantio de monoculturas de espécies exóticas no entorno das UA parecem ser as principais variáveis relacionadas a impactos antrópicos que afetaram a vegetação de sub-bosque. Além de variáveis ambientais comumente investigadas, como as climáticas, edáficas e topográficas, é fundamental que estudos que buscam entender os padrões da vegetação também considerem variáveis que sintetizem as pressões antrópicas, pois os remanescentes florestais estão sob constantes pressões e esse conjunto de variáveis parece ter forte poder explicativos nos modelos.

Palavras-chave: partição da variância, métricas da estrutura da paisagem, variáveis climáticas, variáveis edáficas, variáveis espaciais.

Introdução

As pressões antrópicas sobre as florestas tropicais e subtropicais têm se intensificado cada vez mais, principalmente após a II Guerra Mundial, em consequência da aceleração no crescimento populacional, consumismo e desenvolvimento tecnológico (Wright 2005; Steffen et al. 2011; Joly et al. 2014). Impactos antrópicos, que vão da exploração seletiva de madeira e caça em locais específicos até desmatamento e fragmentação de extensas áreas florestais, têm levado à homogeneização e simplificação da diversidade biológica pela perda de espécies especialistas, assim como ao sucesso e à dominância de algumas espécies generalistas (Tabarelli et al. 2010; Lôbo et al. 2011; Melo et al. 2013). Diferentes impactos antrópicos afetam de maneira distinta a composição e diversidade de espécies e a estrutura das florestas (Chazdon et al. 2003; Gardner et al. 2009; Pereira et al. 2007, 2014). Em remanescentes de floresta estacional semidecidual no *hotspot* Mata Atlântica, Pereira et al. (2014) observaram que a composição de espécies estaria correlacionada com presença de fogo, exploração de madeira e proporção de borda, enquanto a estrutura da vegetação seria influenciada pelo pastoreio e presença de estradas no entorno dos remanescentes. Além disso, as florestas geralmente são perturbadas por múltiplos impactos antrópicos simultaneamente (Chazdon et al. 2003).

A configuração espacial da paisagem e a composição da matriz em que os remanescentes florestais estão inseridos, que geralmente são resultado das pressões antrópicas, também são fatores que atuam sobre padrões da vegetação (Gardner et al. 2009; Metzger et al. 2009; Joly et al. 2014; Pereira et al. 2014). A diminuição do tamanho e da conectividade dos remanescentes florestais, por exemplo, pode ter sérios efeitos sobre espécies com baixa capacidade de dispersão, que podem sofrer redução da sua área de ocorrência ou desaparecer localmente, enquanto espécies com maior capacidade de dispersão, como as generalistas, são menos prejudicadas (Metzger 2000; Gardner et al. 2009; Metzger et al. 2009). Investigar como a configuração da paisagem, a composição da matriz e os impactos antrópicos atuam sobre padrões da vegetação é fundamental para subsidiar a tomada de decisões de conservação, manejo e uso sustentável das florestas tropicais e subtropicais (Gardner et al. 2009; Joly et al. 2014).

Na Mata Atlântica, a segunda maior floresta tropical da América do Sul, a riqueza de espécies arbóreas pode ser reduzida até a metade em remanescentes florestais pequenos e muito impactados (Joly et al. 2014). Após cinco séculos de ocupação e expansão humana, grande parte da Mata Atlântica foi convertida em paisagens antrópicas

compostas por remanescentes florestais em diferentes tamanhos e estádios de conservação circundados por matrizes de habitats abertos, como pastagens e campos agrícolas, ou plantio de monoculturas de *Eucalyptus* e *Pinus* (Ribeiro et al. 2009, 2011). Este domínio biogeográfico é reconhecido mundialmente como o quarto *hotspot* para conservação da biodiversidade, em consequência do seu alto grau de ameaça antrópica e pela sua elevada diversidade biológica e endemismo, que abrange, por exemplo, mais de 20.000 espécies de plantas vasculares, das quais 8.000 são endêmicas (Mittermeier et al. 2004; Laurance 2009; Ribeiro et al. 2011). Da sua cobertura florestal original no Brasil restam, atualmente, apenas 8,5% se considerados todos os remanescentes florestais com mais de 100 ha, ou 12,5%, se a área mínima dos remanescentes for de 3 ha (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2014). Além da perda da biodiversidade pelo desmatamento, os remanescentes florestais da Mata Atlântica persistentes são afetados continuamente por outros impactos antrópicos, como caça, corte seletivo, exploração de espécies comerciais e pastoreio de gado, que afetam os padrões da vegetação e contribuem para a perda de mais espécies (Tabarelli et al. 2004; Tabarelli 2010).

Impactos antrópicos e a configuração da paisagem têm grande relevância na determinação dos padrões de composição de espécies, diversidade e estrutura das florestas (Gardner et al. 2009; Pereira et al. 2007, 2014; Joly et al. 2014). O entendimento desses padrões pode fomentar decisões conservacionistas diante de um cenário de intensificação das pressões antrópicas (Gardner et al. 2009; Joly et al. 2014). Condições abióticas, como clima, solo e topografia, também têm sua importância sobre padrões da vegetação em florestas tropicais e subtropicais (Potts et al. 2002; Svenning et al. 2004; Toledo et al. 2011, 2012), assim como na Mata Atlântica (Oliveira-Filho & Fontes 2000; Eisenlohr et al. 2013; Oliveira-Filho et al. 2013; Sanchez et al. 2013; Gonçalves & Souza 2014). Objetivamos investigar a influência de um amplo conjunto de variáveis preditoras ambientais – de impactos antrópicos, da estrutura da paisagem, da estrutura do componente arbóreo, climáticas, edáficas e topográficas – sobre a composição de espécies, diversidade e estrutura da vegetação de sub-bosque da Mata Atlântica Subtropical, mais especificamente a região fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa do estado de Santa Catarina, Sul do Brasil. Segundo nosso conhecimento, este é o primeiro trabalho a empregar um número tão grande de variáveis preditoras candidatas (70 variáveis) na Mata Atlântica. Nosso foco foi a vegetação de sub-bosque porque, além de ser composta por indivíduos maduros do sub-bosque, também representa os indivíduos jovens que futuramente constituirão o estrato superior da floresta.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido em uma porção da Mata Atlântica Subtropical, correspondente à região fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa (FOD) do estado de Santa Catarina (25°57'40" e 29°19'13" S; 48°24'21" e 50°14'14" W), Brasil (Fig. 1). A FOD é um tipo de vegetação florestal que se apresenta multiestratificada, constituída por espécies latifoliadas e perenifólias e distinta formas de vida, com presença de fanerófitos (macro e mesofanerófitos), lianas lenhosas e epífitos em abundância (Klein 1978; Oliveira-Filho 2009; IBGE 2012). A área de estudo possui relevo muito acidentado, com altitudes que variam do nível do mar até 1.000 m (Epagri 2008), bem como grande diversidade de solos, mas com predominância dos Cambissolos e Argissolos nas encostas, e Gleissolos e Organossolos nas planícies (Embrapa 2006). O tipo climático é Cfa (clima mesotérmico úmido de verão quente), com temperatura média anual entre 13,5 e 20,0 °C e precipitação anual entre 1.200 e 2.800 mm, com ocorrência de geadas ocasionais durante o inverno (Pandolfo 2002).

Banco de dados

Inventário florestal – No presente estudo foi utilizado o banco de dados do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC). Durante o IFFSC foram instaladas sistematicamente 202 unidades amostrais (UA) na região fitoecológica da FOD (Vibrans et al. 2010, 2012). A localização das UA foi determinada por uma grade de pontos com distância de 10 km × 10 km. Nos pontos situados sobre remanescentes florestais com mais de 10 ha, conforme mapa do uso dos solos disponibilizado pela Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de Santa Catarina (SAR 2005), uma equipe de campo foi designada para efetuar a implantação da UA (Vibrans et al. 2010, 2012).

Cada UA foi composta por um conglomerado com área total de 4.000 m², formado por quatro subunidades de 20 m × 50 m cada, orientadas na direção dos pontos cardeais (N, S, L e W). Nestas subunidades foi executado o levantamento fitossociológico do componente arbóreo (indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP ≥ 10 cm). Nas extremidades de cada subunidade foram demarcadas quatro parcelas de 5 m × 5 m destinadas ao levantamento do componente de sub-bosque (indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm), perfazendo uma amostragem de 400 m² por UA (Vibrans et al. 2010, 2012). O componente de sub-bosque compreendeu indivíduos maduros de espécies subarbustivas,

arbustivas e arvoretas, bem como indivíduos jovens de espécies que futuramente constituirão o estrato superior da floresta (Vibrans et al. 2010). O IFFSC amostrou o componente de sub-bosque em 195 UA, mas no presente estudo foram analisadas apenas 65 UA (Material Suplementar 1). Descartamos as demais UA, pois não apresentaram área amostral de 400 m² devido à instalação da UA em locais sem vegetação por causas naturais (afloramento rochoso, cursos d'água, etc.) ou por causas antrópicas (uso do solo para agricultura, pecuária, etc.; Vibrans et al. 2010, 2012), ou que não atingiram suficiência amostral (ver Meyer et al. dados não publicados¹).

Variáveis de impacto antrópico – a partir da descrição qualitativa dos remanescentes florestais em que estão inseridas as UA foi possível categorizar a presença de oito impactos antrópicos diretos aos remanescentes florestais, que foram: caça; corte raso da vegetação; corte seletivo; exploração de *Euterpe edulis* Mart.; fogueira; pastejo de gado no sub-bosque; roçada no sub-bosque; vias de circulação interna. Além disso, trabalhamos com quatro variáveis quantitativas: densidade de plantas mortas no componente arbóreo e no sub-bosque, bem como densidade de espécies exóticas nos dois componentes, as quais foram calculadas a partir dos dados do levantamento fitossociológico. Consideramos densidade de plantas mortas como uma variável de impacto, pois em muitos casos, a morte das plantas está associada a fatores antrópicos, como por exemplo, o aumento na taxa de mortalidade em áreas expostas a intenso efeito de borda (Laurance et al. 2000). No entanto, ressaltamos que parte da taxa de mortalidade das plantas se deve a causas naturais, como senescência dos indivíduos ou distúrbios naturais.

Identificamos a presença de seis usos do solo no entorno da UA, que foram: agricultura ou fruticultura; corte raso ou seletivo da vegetação; monoculturas de espécies exóticas (*Pinus* e *Eucalyptus*); pastagem; remanescente florestal; outros (construção de residências ou indústrias, lago de barragem hidrelétrica e rodovias). Também determinamos duas variáveis que podem ser catalisadoras de impactos antrópicos: distância entre a UA e o centro urbano mais próximo e variação na densidade demográfica entre os anos de 2000 a 2010.

Variáveis da estrutura da paisagem – para cada UA foi confeccionado um *buffer* com raio de 2.800 m partindo da coordenada central da UA, que foi sobreposto ao mapa de uso de solos do estado de Santa Catarina (GEOAMBIENTE 2008). Em cada *buffer* foram determinados nove descritores da estrutura da paisagem referentes apenas à mancha (remanescente florestal) em que a UA estava inserida (Material Suplementar 2).

¹ Capítulo 1 da presente Dissertação.

Essas análises foram efetuadas por meio da extensão V-LATE 2.0 beta (Lang & Tiede 2003), disponível para o programa ArcGIS 10 (ESRI 2012).

Variáveis da estrutura do componente arbóreo – a partir do levantamento fitossociológico do componente arbóreo de cada UA, determinamos três variáveis estruturais do componente arbóreo: altura média (m), área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) e densidade ($ind \cdot ha^{-1}$).

Variáveis climáticas – para cada UA foram atribuídas 19 variáveis bioclimáticas obtidas pelo WorldClim (Material Suplementar 2; Hijmans et al. 2005), além da variável dias de geada, disponibilizada pela Epagri (2008), e as variáveis aridez média anual, evapotranspiração real anual e evapotranspiração potencial anual conforme Zomer et al. (2006; 2008).

Variáveis edáficas – foram determinados 13 parâmetros químicos do solo a partir da coleta de uma amostra de solo a profundidade de 0 a 20 cm em cada UA (Material Suplementar 2). As amostras foram submetidas à análise química realizada pelo Laboratório de Análises de Solos da Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul (UNIJUÍ).

Variáveis topográficas – a altitude de cada UA foi atribuída por meio de aparelho GPS Garmim 76 CSx Map e a orientação da vertente (*Aspect*) foi obtida pelo *Spatial Analyst* do programa ArcGIS 10 (ESRI 2012).

Análise dos dados

Construímos cinco modelos de regressão linear para avaliar a influência das variáveis preditoras ambientais sobre os padrões da vegetação de sub-bosque, sendo: **i) modelo de composição de espécies:** a variável resposta foi uma matriz com o número de indivíduos de cada espécie pelas UA, que passou por exclusão das unicatas (espécies representadas por apenas um indivíduo; Lêps & Smilauer 2003) e transformação de Hellinger (Legendre & Gallagher 2001); **ii) modelo de diversidade – número de espécies:** a variável resposta foi o número de espécies amostradas em cada UA; **iii) modelo de diversidade – índice de Shannon:** a variável resposta foi o índice de Shannon calculado para cada UA, por meio do programa Past 3.04 (Hammer et al. 2001); **iv) modelo de diversidade – índice de Simpson:** a variável resposta foi o índice de Simpson ($1/D$) calculado para cada UA, por meio do programa Past; **v) modelo de estrutura – número de indivíduos:** a variável resposta foi o número de indivíduos amostrados em cada UA. As variáveis respostas dos modelos de diversidade e estrutura passaram por padronização de escala por média zero e desvio-padrão um (função

'standardize' do R; R Development Core Team 2014). Optamos pelo uso do número de espécies e os índices de Shannon e Simpson por permitirem combinações distintas entre o peso atribuído à riqueza de espécies e à equabilidade e, também, por serem os descritores da diversidade mais utilizados (Melo 2008).

Dentre as 70 variáveis preditoras ambientais candidatas a compor cada modelo, removemos variáveis sem correlações claras com os padrões de vegetação com base em análises preliminares (Material Suplementar 2). Para as variáveis restantes, calculamos o fator de inflação de variância (VIF) no programa SAM 4.0 (Rangel et al. 2010) e eliminamos progressivamente as variáveis colineares, mantendo somente as variáveis com $VIF < 10$ (Quinn & Keough 2002). Identificamos conjuntos de variáveis colineares por meio de uma matriz de correlação de Pearson, selecionando, em cada conjunto, apenas a variável com maior correlação com a variável resposta, conforme recomendações de Eisenlohr (2013, 2014).

Na sequência, obtivemos variáveis espaciais (*Moran's Eigenvector Maps*, MEMs; Dray et al. 2006) para compor cada um dos cinco modelos, a partir de uma matriz das coordenadas geográficas das UA, por meio do pacote 'spacemakeR' (Dray et al. 2006) do R. Executamos uma análise de redundância (RDA) entre a variável resposta de cada modelo e os MEMs gerados e selecionamos progressivamente os MEMs pela função 'forward.sel' do pacote 'packfor' (Dray et al. 2009) do R. Os MEMs são fundamentais para lidar com a autocorrelação espacial nas variáveis respostas e nos preditores ambientais (Peres-Neto & Legendre 2010) e, também, são necessários para constituir o componente espacial na análise de partição da variância (Legendre et al. 2012). Também preparamos uma RDA entre a variável resposta de cada modelo e as variáveis preditoras ambientais restantes após a eliminação de colinearidades, selecionando progressivamente as variáveis ambientais, conforme protocolo de Blanchet et al. (2008). As variáveis ambientais e espaciais selecionadas para cada modelo constam do Material Suplementar 3.

Para verificar a proporção da variância explicada por variáveis preditoras relacionadas a impactos antrópicos (variáveis de impacto antrópico e da estrutura da paisagem), por variáveis ambientais (variáveis climáticas, edáficas, topográficas e da estrutura do componente arbóreo) e por variáveis espaciais, particionamos a variância entre estes três componentes, por meio da função 'varpart' do pacote 'vegan' (Oksanen et al. 2011) do R, conforme proposto por Dray et al. (2012) e Legendre et al. (2012). As variáveis utilizadas nas partições da variância foram aquelas selecionadas

progressivamente (Material Suplementar 3), conforme descrito acima. Após a partição da variância, testamos a significância de cada componente pela função ‘anova’ do R.

Realizamos uma RDA para compreender a relação entre as variáveis ambientais e a composição de espécies do sub-bosque. A variável resposta foi a matriz de abundância das espécies e as variáveis preditoras foram todas as variáveis ambientais selecionadas progressivamente para compor o modelo de composição (Material Suplementar 3). Também utilizamos um conjunto de covariáveis preditoras que compreendeu as variáveis espaciais selecionadas progressivamente. Obtivemos a RDA, bem como os coeficientes canônicos e o teste de significância de cada eixo, por meio do pacote ‘vegan’ do R.

Para entender a relação entre as variáveis ambientais e a diversidade e a estrutura da vegetação de sub-bosque, construímos um modelo de regressão linear para cada variável resposta da diversidade e da estrutura. Não construímos o modelo de regressão para diversidade – número de espécies, pois o componente ambiental desse modelo não foi significativo na partição da variância (Material Suplementar 4). As variáveis preditoras ambientais e espaciais foram todas aquelas selecionadas progressivamente para cada modelo. Construímos os modelos por meio do pacote ‘vegan’ do R e atendemos todos os pressupostos seguindo Eisenlohr (2013, 2014).

Resultados

Nas 65 UA implantadas na vegetação de sub-bosque da Floresta Ombrófila Densa (FOD) de Santa Catarina, foram amostrados 25.734 indivíduos, 544 espécies, 227 gêneros e 83 famílias (Material Suplementar 1).

Variação na composição de espécies e relação com variáveis preditoras

O componente ambiental (variáveis climáticas, edáficas, topográficas e da estrutura do componente arbóreo) explicou 6% da variação da composição de espécies do sub-bosque da FOD. O componente dos impactos antrópicos (variáveis de impacto antrópico e da estrutura da paisagem) e o componente espacial (MEMs) contribuíram, cada um, com 4% na explicação da variância. Uma fração alta (81%) da variação na composição de espécies permaneceu indeterminada (Fig. 2; Material Suplementar 4).

Os três primeiros eixos da análise de redundância (RDA) capturaram uma porção relativamente baixa (14,03%) da variação da composição de espécies; no entanto, os três eixos foram significativos (Material Suplementar 5). A variável ambiental com os maiores coeficientes canônicos em relação aos três primeiros eixos da RDA foi temperatura média

do trimestre mais quente (destaque para RDA 2 = 0,15 e RDA 3 = -0,12; Tab. 1). As variáveis edáficas mais importantes foram pH (RDA 1 = 0,06 e RDA 3 = 0,05) e cálcio (RDA 1 = 0,06). A densidade do componente arbóreo, variável que representa a estrutura do componente arbóreo, teve maior influência nos dois primeiros eixos da RDA (RDA 1 = -0,05 e RDA 2 = 0,05). Dentre as variáveis relacionadas a impactos antrópicos, razão perímetro/área do remanescente florestal se destacou com maior coeficiente canônico (RDA 2 = -0,12), seguido pelo corte seletivo no interior da UA (RDA 2 = 0,08 e RDA 3 = 0,05), caça no interior da UA (RDA 2 = -0,05) e monocultura de espécies exóticas no entorno da UA (RDA 1 = 0,04).

Variação na diversidade da vegetação e relação com variáveis preditoras

O modelo de diversidade – índice de Shannon foi composto pelas variáveis ambientais área ($\beta = 0,33$; $p = <10^{-2}$) e capacidade de troca catiônica (CTC do solo, $\beta = -0,41$; $p = <10^{-3}$), além de uma variável espacial (Tab. 2). O componente ambiental, representado pela variável CTC do solo, explicou 15% da variação na diversidade da vegetação. O componente dos impactos antrópicos, correspondente apenas à variável área, explicou 10% da variância, enquanto o componente espacial explicou somente 4%. Permaneceram indeterminados 65% na variação da diversidade da vegetação (Fig. 2).

Para o modelo de diversidade – índice de Simpson também foram selecionadas as variáveis área ($\beta = 0,38$; $p = <10^{-3}$) e CTC do solo ($\beta = -0,39$; $p = <10^{-3}$; Tab. 2). O componente ambiental explicou 15% da variação na diversidade, o componente dos impactos antrópicos compreendeu 14% da variância e o componente espacial, 10%. Não foi possível determinar 59% da variação na diversidade da vegetação (Fig. 2).

Variação na estrutura da vegetação e relação com variáveis preditoras

Para compor o modelo da estrutura da vegetação, representada pelo número de indivíduos, quatro variáveis espaciais (MEMs) e três variáveis ambientais foram selecionadas: altitude ($\beta = -0,22$; $p = 0,02$), evapotranspiração real anual ($\beta = -0,36$; $p = 0,01$) e razão perímetro/área do remanescente florestal ($\beta = 0,30$; $p < 0,01$; Tab. 2). A proporção da variância explicada pelo componente ambiental foi de 7%. O componente dos impactos antrópicos, representado apenas pela variável razão perímetro/área do remanescente florestal, explicou 5% e o componente espacial contribuiu com 17% da variação. Não foi possível explicar 43% da variância (Fig. 2).

Discussão

Uma fração importante da variação na composição de espécies, diversidade e estrutura da vegetação do sub-bosque parece ser explicada por variáveis relacionadas a impactos antrópicos em comparação às proporções explicadas pelas demais variáveis ambientais e espaciais. Outros estudos já constataram a importância dos impactos antrópicos sobre os padrões estruturais do componente arbóreo em florestas tropicais e subtropicais (Garcia-Montiel & Scatena 1994; Freitas et al. 2010; Lôbo et al. 2011; Vibrans et al. 2011; Pereira et al. 2007; 2014). O presente trabalho também evidenciou essa influência para a vegetação de sub-bosque da Floresta Ombrófila Densa (FOD). Demostramos que o tamanho e a forma dos remanescentes florestais, que são resultado de pressões antrópicas e moldados pelos diferentes usos da terra, parecem ser as principais variáveis relacionadas a impactos antrópicos que afetaram a vegetação de sub-bosque. Destacamos que o corte seletivo e a caça no interior das UA, bem como o plantio de monoculturas de espécies exóticas no entorno das UA, também parecem ter influência sobre a composição de espécies do sub-bosque.

A diversidade do sub-bosque da FOD correlacionou-se positivamente com a área dos remanescentes florestais, mais precisamente com a área do remanescente dentro do *buffer* de 2.800 m de raio em que a UA estava inserida. O aumento da diversidade com o incremento em área é um padrão bem documentado e aceito em ecologia (Arrhenius 1921; Gleason 1922; Lomolino 2001; Turner & Tjørve 2005; Gerstner et al. 2014). Em florestas tropicais em Gana, Hill & Curran (2003) observaram que a área seria a variável mais importante na determinação da diversidade e composição de espécies, tanto do componente arbóreo quanto do sub-bosque. Uma das hipóteses para explicar esse padrão é que o aumento em área permite a existência de um número maior de habitats, os quais podem abrigar maior diversidade (Williams 1943; Turner & Tjørve 2005). Além disso, remanescentes florestais de grande tamanho também apresentam uma proporção de área *core* maior em relação à área de borda, o que favorece o desenvolvimento de um número maior de espécies raras e tolerantes à sombra em comparação às espécies comuns e pioneiras (Hill & Curran 2003; Tabarelli et al. 2010).

A forma dos remanescentes florestais, aqui representada pela variável razão perímetro/área do remanescente florestal, parece exercer importante influência sobre a composição de espécies do sub-bosque da FOD. Esse preditor também se correlacionou positivamente com a estrutura da vegetação. Altos valores de razão perímetro/área indicam que os remanescentes florestais apresentam formas muito complexas e, em

consequência, possuem maior área exposta a efeitos de borda, o que promove alterações nos padrões da vegetação. Áreas de borda geralmente passam por homogeneização da diversidade biológica em razão da dominância de um pequeno conjunto de espécies generalistas tolerantes a perturbações (Murcia 1995; Harper et al. 2005; Arroyo-Rodríguez et al. 2013). Em remanescentes florestais de Mata Atlântica, Tabarelli et al. (2010) compararam a vegetação de borda e interior e evidenciaram que a borda foi constituída basicamente por espécies pioneiras em altas densidades. A taxa de mortalidade também tende a ser maior em áreas de borda, pois as plantas estão mais suscetíveis à quebra pela alta incidência de ventos, dessecação pela elevada radiação solar e evapotranspiração ou, ainda, infestações por lianas (Laurance et al. 2000; D'Angelo et al. 2004; Pütz et al. 2011). Além disso, a chance de invasão por espécies exóticas também é intensificada na área de borda dos remanescentes, devido à alta exposição a propágulos advindos do entorno dos remanescentes, bem como diminuição da complexidade de interações bióticas pela redução da diversidade de espécies e de grupos funcionais (Denslow & DeWalt 2008; Delnatte & Meyer 2012). Assim, a forma dos remanescentes florestais, modelada pelos diferentes usos da terra, além de gerar alterações diretas na composição de espécies e na estrutura do sub-bosque, também pode facilitar a atuação de outros impactos antrópicos, como a invasão de espécies exóticas e a mortalidade de plantas.

De acordo com nossos resultados, a área e a razão perímetro/área do remanescente florestal, métricas da estrutura da paisagem de fácil obtenção, podem servir como indicadores da diversidade e estrutura da vegetação, bem como do estado de conservação do sub-bosque da FOD. Assim, essas métricas poderiam ser utilizadas em estratégias conservacionistas como, por exemplo, na escolha de remanescentes mais promissores para conservação ou para o manejo conforme a área e complexidade da forma que apresentam. Hill & Curran (2003) e Gerstner et al. (2014) também recomendaram a observação dessas métricas da estrutura da paisagem para subsidiar decisões conservacionistas.

A composição de espécies do sub-bosque da FOD parece ser afetada pelo corte seletivo e pela caça no interior das UA. O corte seletivo, que geralmente é mais intenso sobre espécies madeiráveis ou com utilidade alimentícia, pode diminuir a densidade populacional ou levar à extinção local dessas espécies (Asner et al. 2005; Fantini & Guries 2007). A caça reflete diretamente nos processos de dispersão, polinização e ciclagem de nutrientes, por reduzir ou eliminar populações de animais que exercem esses serviços ecológicos (Galetti & Dirzo 2013; Dirzo et al. 2014). A presença de monoculturas

de espécies exóticas (*Eucalyptus* e *Pinus*) no entorno das UA também parece atuar sobre a composição de espécies do sub-bosque da FOD. Apesar do risco de invasões biológicas que podem ser desencadeadas pela presença de espécies exóticas nas proximidades de remanescentes florestais (Pyšek et al. 2004; Powell et al. 2011), diferentes trabalhos têm mostrado que monoculturas de *Eucalyptus* e *Pinus* podem contribuir com o tamponamento do efeito de borda sobre os remanescentes florestais (Brockhoff et al. 2008).

Além das variáveis relacionadas a impactos antrópicos, a composição de espécies do sub-bosque da FOD também foi parcialmente determinada pela estrutura do componente arbóreo, mais especificamente a densidade desse componente. Diversos trabalhos têm evidenciado a importância da estrutura do componente arbóreo sobre a composição de espécies do sub-bosque (Svenning 2000; Montgomery & Chazdon 2001; Chávez & Macdonald 2010; Souza et al. 2014). Svenning (2000), por exemplo, avaliou a ocorrência de 20 espécies no sub-bosque da floresta tropical amazônica e notou que, dentre os diferentes níveis de luminosidade gerados pelas árvores do dossel, as espécies do sub-bosque tiveram maior preferência por locais com alta incidência de luz. A estrutura do componente arbóreo pode atuar sobre a composição de espécies do sub-bosque por controlar e promover a heterogeneidade de recursos, como luz, água, nutrientes e espaço (Svenning 2000; Barbier et al. 2008).

As variáveis edáficas cálcio e pH foram responsáveis por parte das variações na composição de espécies do sub-bosque da FOD. O pH do solo influencia o conjunto de espécies que consegue se estabelecer nos diferentes níveis de acidez ou alcalinidade do solo (Laliberté et al. 2014), bem como atua sobre a disponibilidade de nutrientes que podem ser absorvidos pelas plantas (Pausas & Austin 2001). Solos com pH muito baixo, por exemplo, apresentam redução da disponibilidade de cálcio, magnésio, potássio e fósforo, enquanto outros elementos como alumínio, cobre, manganês e zinco se tornam mais solúveis e acessíveis às plantas (Brandy 1974). A diversidade de espécies do sub-bosque, por sua vez, correlacionou-se negativamente com a CTC do solo. Baixas taxas de CTC geralmente estão associadas a solos com menor fertilidade (Stevens & Carson 1999). Por sua vez, solos com menor fertilidade tendem a sofrer menos com a exclusão competitiva, fase em que algumas espécies dominantes e melhores competidoras excluem espécies menos competitivas, e assim, podem manter maior diversidade de espécies se comparados a solos muito férteis em que a exclusão competitiva tende a ser mais intensa (Huston 1979; Stevens & Carson 1999).

Dentre as variáveis climáticas, a temperatura média do trimestre mais quente apresentou maior importância sobre a variação na composição de espécies do sub-bosque da FOD. Variáveis climáticas relacionadas à temperatura frequentemente são os preditores ambientais mais importantes sobre a composição de espécies em florestas tropicais e subtropicais (Toledo et al. 2011, 2012; Oliveira-Filho et al. 2013; Gonçalves & Souza 2014), isso porque pequenas diferenças na temperatura média podem ter grandes efeitos sobre a composição e os padrões de distribuição das espécies (Wright 2010). Toledo et al. (2012), por exemplo, observaram que, dentre 100 espécies de floresta tropical na Bolívia, 72 têm sua distribuição controlada pela temperatura média anual.

A estrutura da vegetação do sub-bosque, representada pelo número de indivíduos, correlacionou-se negativamente com a altitude. Este padrão pode ser resultado de condições ambientais que restringem a produtividade e, conseqüentemente, limitam o tamanho populacional e o número total de indivíduos (Hawkins et al. 2003). As variações altitudinais são acompanhadas por variáveis ambientais, como temperatura, precipitação, cobertura de nuvens e velocidade do vento, que, em conjunto, influenciam os padrões da vegetação (Körner 2007; McCain & Grytnes 2010). A cobertura de nuvens e a formação de nevoeiros, que geralmente aumentam com a altitude (Körner 2007), diminuem a disponibilidade de luz no sub-bosque e, em consequência, podem levar a redução da produtividade desse componente da vegetação (Naumburg & Ellsworth 2002). A estrutura da vegetação também apresentou correlação negativa com a evapotranspiração real anual. A alta taxa de evapotranspiração pode ser um indicativo de perda de água, o que pode levar ao estresse hídrico e reduzir o crescimento das plantas (Lee et al. 2013).

A maior fração da variação na composição e diversidade de espécies do sub-bosque da FOD foi explicada pelo componente ambiental (variáveis ambientais e impactos antrópicos), o que significa que processos determinísticos relacionados à teoria de nicho parecem ter maior atuação (Gilbert & Lechowicz 2004; Diniz-Filho et al. 2012). Dentre a variância explicada pelo componente ambiental, quase metade deve-se à contribuição de variáveis relacionadas a impactos antrópicos (variáveis de impacto antrópico e da estrutura da paisagem). Já para a estrutura da vegetação, a maior porção foi explicada pelo componente espacial (MEMs) e pela interação entre os componentes ambiental e espacial, os quais podem representar processos neutros e sugerem, assim, a possibilidade da atuação de mecanismos estocásticos (Gilbert & Lechowicz 2004; Diniz-Filho et al. 2012). Os processos estocásticos também parecem ter acentuada participação no modelo de diversidade – índice de Simpson, mas pouca importância nos modelos de composição de espécies e diversidade – índice de Shannon.

Mesmo com um grande número de variáveis preditoras ambientais candidatas disponíveis (70 variáveis), o maior conjunto utilizado até o momento para a Mata Atlântica, além do emprego de variáveis preditoras espaciais (MEMs) a fim de considerar processos neutros, uma fração importante da variância da composição de espécies, diversidade e estrutura do sub-bosque permaneceu indeterminada. Outros trabalhos que usaram abordagem estatística semelhante para investigar padrões da vegetação também obtiveram alta fração residual (*e.g.*, Gasper et al. 2013; Oliveira-Filho et al. 2013; Baldeck et al. 2014). O resíduo é um indicador de que variáveis explicativas importantes não foram consideradas na construção dos modelos. Em trabalhos futuros recomenda-se que outros preditores ambientais sejam investigados, como por exemplo, variáveis que sintetizem as variações climáticas do passado e variáveis de impacto antrópico quantitativas.

Evidenciamos que os padrões da vegetação de sub-bosque da FOD são determinados por um amplo conjunto de variáveis ambientais e espaciais. Dentre as variáveis ambientais, os impactos antrópicos diretos aos remanescentes florestais, como corte seletivo e caça, bem como a configuração da paisagem moldada por pressões antrópicas, parecem exercer forte influência sobre a composição de espécies, diversidade e estrutura do sub-bosque. Além de variáveis ambientais comumente investigadas, como as climáticas, edáficas e topográficas, é fundamental que estudos que buscam entender os padrões da vegetação também considerem variáveis que sintetizam as pressões antrópicas, como por exemplo, as variáveis relacionadas a impactos antrópicos empregadas no presente estudo, pois os remanescentes florestais estão sob constantes pressões e esse conjunto de variáveis parece ter forte poder explicativos nos modelos.

Referências

- Arrhenius, O. 1921. Species and area. *Journal of Ecology* 9(1): 95-99.
- Arroyo-Rodríguez, V.; Rös, M.; Escobar, F.; Melo, F.P.L.; Santos, B.A.; Tabarelli, M.; Chazdon, R. 2013. Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology* 101(6): 1449-1458.
- Asner, G.P.; Knapp, D.E.; Broadbent, E.N.; Oliveira, P.J.C.; Keller, M.; Silva, J.N. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310: 480-482.
- Baldeck, C.A.; Harms, K.E.; Yavitt, J.B.; John, R.; Turner, B.L.; Valencia, R.; Navarrete, H.; Davies, S.J.; Chuyong, G.B.; Kenfack, D.; Thomas, D.W.; Madawala, S.; Gunatilleke, N.; Gunatilleke, S.; Bunyavejchewin, S.; Kiratiprayoon, S.; Yaacob, A.; Supardi, M.N.; Dalling, J.W. 2014. Soil resources and topography shape local tree

- community structure in tropical forests. *Proceedings of the Royal Society Series B*. doi: 10.1098/rspb.2012.2532
- Barbier, S.; Gosselin, F.; Balandier, P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 254: 1-15.
- Blanchet, F.G.; Legendre, P.; Borcard, D. 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89(9): 2623-2632.
- Brady, N.C. 1974. *The nature and properties of soils*. Nova York, Macmillan.
- Brockhoff, E.G.; Jactel, H.; Parrotta, J.A.; Quine, C.P.; Sayer, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17: 925-951.
- Chávez, V.; Macdonald, S.E. 2010. The influence of canopy patch mosaics on understory plant community composition in boreal mixedwood forest. *Forest Ecology and Management* 259: 1067-1075.
- Chazdon, R.L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6: 51-71.
- D'Angelo, S.A.; Andrade, A.C.S.; Laurance, S.G.; Laurance, W.F.; Mesquita, R.C.G. 2004. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 20(2): 243-246.
- Delnatte, C.; Meyer, J.Y.; 2012. Plant introduction, naturalization, and invasion in French Guiana (South America). *Biological Invasions* 14: 915-927.
- Denslow, J.S.; DeWalt, S.J. 2008. Exotic plant invasions in tropical forests: Patterns and hypotheses. In: Carson, W.P.; Schnitzer, S.A. (eds.). *Tropical forest community ecology*. University of Chicago, Wiley-Blackwell.
- Diniz-Filho, J.A.F.; Siqueira, T.; Padiá, A.A.; Rangel, T.F.; Landeiro, V.L.; Bini, L.M. 2012. Spatial autocorrelation analysis allows disentangling the balance between neutral and niche processes in metacommunities. *Oikos* 121: 201-210.
- Dirzo, R.; Young, H.S.; Galetti, M.; Cebalro, G.; Isaac, N.J.B.; Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401-406.
- Dray, S.; Legendre, P.; Peres-Neto, P. 2006. Spatial modeling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbor matrices (PCNM). *Ecological Modelling* 196: 483-93.
- Dray, S.; Legendre, P.; Blanchet, F.G. 2009. Packfor: forward selection with permutation. <http://R-Forge.R-project.org/projects/sedar> (Acesso outubro de 2014).
- Dray, S.; Péliissier, R.; Couteron, P.; Fortin, M.J.; Legendre, P.; Peres-Neto, P.R.; Bellier, E.; Bivand, R.; Blanchet, F.G.; Cáceres, M.; Dufour, A.B.; Heegaard, E.; Jombart, T.;

- Munoz, F.; Oksanen, J.; Thioulouse, J.; Wagner, H.H. 2012. Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. *Ecological Monographs* 82: 257-5.
- Eisenlohr, P.V. 2013. Challenges in data analysis: pitfalls and suggestions for a statistical routine in vegetation ecology. *Brazilian Journal of Botany* 36: 83-87.
- Eisenlohr, P.V.; Alves, L.F.; Bernacci, L.C.; Padgurschi, M.C.; Torres, R.B.; Prata, E.M.B.; Santos, F.A.M.; Assis, M.A.; Ramos, E.; Rochelle, A.L.C.; Martins, F.R.; Campos, M.C.R.; Pedroni, F.; Sanchez, M.; Pereira, L.S.; Vieira, S.A.; Gomes, J.A.M.A.; Tamashiro, J.Y.; Scaranello, M.A.S.; Caron, C.J.; Joly, C.A. 2013. Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation* 22: 2767-2783.
- Eisenlohr, P.V. 2014. Persisting challenges in multiple models: a note on commonly unnoticed issues regarding collinearity and spatial structure of ecological data. *Brazilian Journal of Botany* 37(3): 365-371.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2006. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro, EMBRAPA.
- Epagri – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. 2008. Atlas climatológico do Estado de Santa Catarina. <http://ciram.epagri.rct-sc.br> (Acesso em setembro de 2008).
- ESRI. 2012. ArcGIS Desktop: Release 10.1. Environmental Systems Research Institute.
- Fantini, A.C.; Guries, R.P. 2007. Forest structure and productivity of palmitero (*Euterpe edulis* Martius) in the Brazilian Mata Atlântica. *Forest Ecology and Management* 242: 185-194.
- Freitas, S.R.; Hawbaker, T.J.; Metzger, J.P. 2010. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 259: 410-417.
- Fundação SOS Mata Atlântica e INPE. 2014. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período 2012-2013. Relatório técnico. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica/ INPE.
- Galetti, M.; Dirzo, R. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation* 163: 1-6.
- García-Montiel, D.C.; Scatena, F.N. 1994. The effect of human activity on the structure and composition of a tropical forest in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 63: 57-78.

- Gardner, T.A.; Barlow, J.; Chazdon, R.; Ewers, R.M.; Harvey, C.A.; Peres, C.A.; Sodhi, N.S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12: 561-582.
- Gasper, A.L.; Eisenlohr, P.V.; Salino, A. 2013. Climate-related variables and geographic distance affect fern species composition across a vegetation gradient in a shrinking hotspot. *Plant Ecology & Diversity*. doi: 10.1080/17550874.2013.843604
- GEOAMBIENTE Sensoriamento Remoto Ltda. 2008. Projeto de proteção da Mata Atlântica em Santa Catarina (PPMA/ SC). Relatório Técnico do Mapeamento Temático Geral do Estado de SC. São José dos Campos.
- Gerstner, K.; Dormann, C.F.; Václavík, T.; Kreft, H.; Seppelt, R. 2014. Accounting for geographical variation in species–area relationships improves the prediction of plant species richness at the global scale. *Journal of Biogeography* 41: 261-273.
- Gilbert, B.; Lechowicz, M.J. 2004. Neutrality, niches, and dispersal in a temperate forest understory. *PNAS* 101(20): 7651-7656.
- Gleason, H.A. 1922. On the relation between species and area. *Ecology* 3(2): 158-162.
- Gonçalves, E.T.; Souza, A.F. 2014. Floristic variation in ecotonal areas: Patterns, determinants and biogeographic origins of subtropical forests in South America. *Austral Ecology* 39: 122-134.
- Hammer, Ø.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- Harper, K.A.; Macdonald, S.E.; Burton, P.; Chen, J.; Broszofsky, K.D.; Saunders, S.; Euskirchen, E.S.; Roberts, D.; Jaiteh, M.; Esseen, P.A. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19: 768-782.
- Hawkins, B.A.; Field, R.; Cornell, H.V.; Currie, D.J.; Guégan, J.F.; Kaufman, D.M.; Kerr, J.T.; Mittelbach, G.G.; Oberdorff, T.; O'Brien, E.M.; Porter, E.E.; Turner, J.G. 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology* 84(12): 3105-3117.
- Hijmans, R.J.; Cameron, S.E.; Parra, J.L.; Jones, P.G.; Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Hill, J.L.; Curran, P.J. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography* 30: 1391-1403.

- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* 113: 81-101.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Rio de Janeiro, Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão.
- Joly, C.A.; Metzger, J.P.; Tabarelli, M. 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*. doi: 10.1111/nph.12989.
- Klein, R.M. 1978. Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina. Itajaí, Herbário Barbosa Rodrigues.
- Körner, C. 2007. The use of altitude in ecological research. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 569-574.
- Laliberté E.; Zemunik, G.; Turner, B.L. 2014. Environmental filtering explains variation in plant diversity along resource gradients. *Science* 345: 1602-1605.
- Lang, S.; Tiede, D. 2003. V-LATE Extension für ArcGIS – vektorbasiertes tool zur quantitativen landschaftsstrukturanalyse. ESRI, Anwenderkonferenz Innsbruck.
- Laurance, W.F.; Delamônica, P.; Laurance, S.G.; Vasconcelos, H.L.; Lovejoy, T.E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404: 836.
- Laurance, W.F. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation* 142: 1137.
- Lee, J.E.; Frankenberg, C.; van der Tol, C.; Berry, J.A.; Guanter, L.; Boyce, C.K.; Fisher, J.B.; Morrow, E.; Worden, J.R.; Asefi, S.; Badgley, G.; Saatchi, S. 2013. Forest productivity and water stress in Amazonia: observations from GOSAT chlorophyll fluorescence. *Proceedings of the Royal Society Series B*. doi: 10.1098/rspb.2013.0171
- Legendre, P.; Gallagher, E.D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.
- Legendre, P.; Borcard, D.; Roberts, D.W. 2012. Variation partitioning involving orthogonal spatial eigenfunction submodels. *Ecology* 93(5): 1234-1240.
- Lepš, J.; Šmilauer, P. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using Canoco*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Lôbo, D.; Leão, T.; Melo, F.P.L.; Santos, A.M.M.; Tabarelli, M. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions* 17: 287-296.
- Lomolino, M.V. 2001. The species-area relationship: new challenges for an old pattern. *Progress in Physical Geography* 25(1): 1-21.

- McCain, C.M.; Grytnes, J.A. 2010. Elevation gradients in species richness. eLS. doi: 10.1002/9780470015902.a0022548
- Melo, A.S. 2008. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* 8(3): 21-27.
- Melo, F.P.L.; Arroyo-Rodríguez, V.; Fahrig, L.; Martínez-Ramos, M.; Tabarelli, M. 2013. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 461-468.
- Metzger, J.P. 2000. Tree functional group richness and spatial structure in a tropical fragmented landscape (SE Brazil). *Ecological Applications* 10: 1147-1161.
- Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Dixo, M.; Bernacci, L.C.; Ribeiro, M.C.; Teixeira, A.M.G.; Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142: 1166-1177.
- Mittermeier, R.A.; Robles-Gil, P.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C.G.; Lamoreux, J.; Fonseca, G.A.B. 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City, CEMEX/ Agrupación Sierra Madre.
- Montgomery, R.A.; Chazdon, R.L. 2001. Forest structure, canopy architecture, and light transmittance in Tropical Wet Forests. *Ecology* 82(10): 2707-2718.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Naumburg, E.; Ellsworth, D.S. 2002. Short-term light and leaf photosynthetic dynamics affect estimates of daily understory photosynthesis in four tree species. *Tree Physiology* 22: 393-401.
- Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P.R.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H.; Wagner, H. 2011. Vegan: community ecology package. <http://vegan.r-forge.r-project.org> (Acesso em outubro de 2014).
- Oliveira-Filho, A.T.; Fontes, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south-eastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32(4): 793-810.
- Oliveira-Filho, A.T. 2009. Classificação das fitofisionomias da América do Sul Cisandina Tropical e Subtropical: proposta de um novo sistema – prático e flexível – ou uma injeção a mais de caos? *Rodriguésia* 60(2): 237-258.
- Oliveira-Filho, A.T.; Budke, J.C.; Jarenkow, J.A.; Eisenlohr, P.V.; Neves, D.R.M. 2013. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology*. doi: 10.1093/jpe/rtt058.

- Pandolfo, C.; Braga, H.J.; Silva Júnior, V.P.; Massignan, A.M.; Pereira, E.S.; Thomé, V.M.R.; Valci, F.V. 2002. Atlas climatológico do Estado de Santa Catarina. Florianópolis, Epagri.
- Pausas, J.G.; Austin, M.P. 2001. Patterns of plant species richness in relation to different environments: an appraisal. *Journal of Vegetation Science* 12: 153-166.
- Pereira, J.A.; Oliveira-Filho, A.T.; Lemos-Filho, J.P. 2007. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. *Biodiversity and Conservation* 16: 1761-1784.
- Pereira, J.A.; Oliveira-Filho, A.T.; Eisenlohr, P.V.; Miranda, P.L.S.; Lemos-Filho, J.P. 2014. Human impacts affect tree community features of 20 forest fragments of a vanishing Neotropical hotspot. *Environmental Management*. doi: 10.1007/s00267-014-0387-7
- Peres-Neto, P.R.; Legendre, P. 2010. Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. *Global Ecology and Biogeography* 19: 174-184.
- Potts, M.D.; Ashton, P.S.; Kaufman, L.S.; Plotkin, J.B. 2002. Habitat patterns in tropical rain forests: a comparison of 105 plots in northwest Borneo. *Ecology* 83(10): 2782-2797.
- Powell, K.I.; Chase, J.M.; Knight, T.M. 2011. A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. *American Journal of Botany* 98(3): 539-548.
- Pütz, S.; Groeneveld, J.; Alves, L.F.; Metzger, J.P.; Huth, A. 2011. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling* 222: 1986-1997.
- Pyšek, P.; Richardson, D.M.; Rejmánek, M.; Webster, G.L.; Williamson, M.; Kirschner, J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53(1): 131-143.
- Quinn, G.P.; Keough, M.J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge, Cambridge University Press.
- R Development Core Team. 2014. R: a language and environment for statistical computing. <http://www.R-project.org> (Acesso em outubro de 2014).
- Rangel, T.F.; Diniz-Filho, J.A.F.; Bini, L.M. 2010. SAM: A comprehensive application for spatial analysis in macroecology. *Ecography* 33: 1-5.
- Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.
- Ribeiro, M.C.; Martensen, A.C.; Metzger, J.P.; Tabarelli, M.; Scarano, F.; Fortin, M.J. 2011. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: Zachos, F.E.; Habel,

- J.C. (eds.). Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas. Heidelberg/ Dordrecht/ London/ New York, Springer.
- Sanchez, M.; Pedroni, F.; Eisenlohr, P.V.; Oliveira-Filho, A.T. 2013. Changes in tree community composition and structure of Atlantic rain forest on a slope of the Serra do Mar range, southeastern Brazil, from near sea level to 1000 m of altitude. *Flora* 208: 184-196.
- SAR – Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de Santa Catarina. 2005. Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina: Relatório do Projeto Piloto. Florianópolis, Mimeo.
- Souza, F.M.; Gandolfi, S.; Rodrigues, R.R. 2014. Deciduousness influences the understory community in a semideciduous tropical. *Biotropica* 46(5): 512-515.
- Steffen, W.; Persson, A.; Deutsch, L.; Zalasiewicz, J.; Williams, M.; Richardson, K.; Crumley, C.; Crutzen, P.; Folke, C.; Gordon, L.; Molina, M.; Ramanathan, V.; Rockström, J.; Scheffer, M.; Schellnhuber, H.J.; Svedin, U. 2011. The anthropocene: from global change to planetary stewardship. *Ambio* 40: 739-761.
- Stevens, M.H.H.; Carson, W.P. 1999. Lant density determines species richness along an experimental fertility gradient. *Ecology* 80(2): 455-465.
- Svenning, J.C. 2000. Small canopy gaps influence plant distributions in the Rain Forest understory. *Biotropica* 32(2): 252-261.
- Svenning, J.C.; Kinner, D.A.; Stallard, R.F.; Engelbrecht, B.M.J.; Wright, S.J. 2004. Ecological determinism in plant community structure across a tropical forest landscape. *Ecology* 85(9): 2526-2538.
- Tabarelli, M.; Silva, J.M.C.; Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* 13: 1419-1425.
- Tabarelli, M. 2010. Tropical biodiversity in human-modified landscapes: what is our trump card? *Biotropica* 42(5): 553-554.
- Tabarelli, M.; Aguiar, A.V.; Girao, L.C.; Peres, C.A.; Lopes, A.V. 2010. Effects of pioneer tree species hyper abundance on forest fragments in northeastern Brazil. *Conservation Biology* 24: 1654-1663.
- Toledo, M.; Poorter, L.; Peña-Claros, M.; Alarcón, A.; Balcázar, J.; Chuvina, J.; Leño, C.; Licona, J.C.; ter Steege, H.; Bongers, F. 2011. Patterns and determinants of floristic variation across lowland forests of Bolivia. *Biotropica* 43(4): 405-413.
- Toledo, M.; Peña-Claros, M.; Bongers, F.; Alarcón, A.; Balcázar, J.; Chuvina, J.; Leño, C.; Licona, J.C.; Poorter, L. 2012. Distribution patterns of tropical woody species in response to climatic and edaphic gradients. *Journal of Ecology* 100: 253-263.

- Turner, W.R.; Tjørve, E. 2005. Scale-dependence in species-area relationships. *Ecography* 28: 721-730.
- Vibrans, A.C.; Sevegnani, L.; Lingner, D.V.; Gasper, A.L.; Sabbagh, S. 2010. Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC): aspectos metodológicos e operacionais. *Pesquisa Florestal Brasileira* 30(64): 291-302.
- Vibrans, A.C.; Sevegnani, L.; Uhlmann, A.; Schorn, L.A.; Sobral, M.; Gasper, A.L.; Lingner, D.V.; Brogni, E.; Klemz, G.; Godoy, M.B.; Verdi, M. 2011. Structure of mixed ombrophylous forests with *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) under external stress in Southern Brazil. *Revista de Biologia Tropical* 59: 1371-1387.
- Vibrans, A.C.; Moser, P.; Lingner, D.V.; Gasper, A.L. 2012. Metodologia do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. In: Vibrans, A.C.; Sevegnani, L.; Gasper A.L.; Lingner, D.V. (org.). *Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Volume 1, Diversidade e Conservação dos remanescentes florestais*. Blumenau, Edifurb.
- Williams, C.B. 1943. Area and number of species. *Nature* 152: 264-267.
- Wright, S.J. 2005. Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 553-560.
- Wright, S.J. 2010. The future of tropical forests. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1195: 1-27.
- Zomer, R.; Trabucco, A.; Van Straaten, O.; Bossio, D.A. 2006. Carbon, land and water: a global analysis of the hydrologic dimensions of climate change mitigation through afforestation/reforestation. Colombo, Sri Lanka, International Water Management Institute.
- Zomer, R.J.; Trabucco, A.; Bossio, D.A.; Verchot, L.V. 2008. Climate change mitigation: a spatial analysis of global land suitability for clean development mechanism afforestation and reforestation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 126: 67-80.

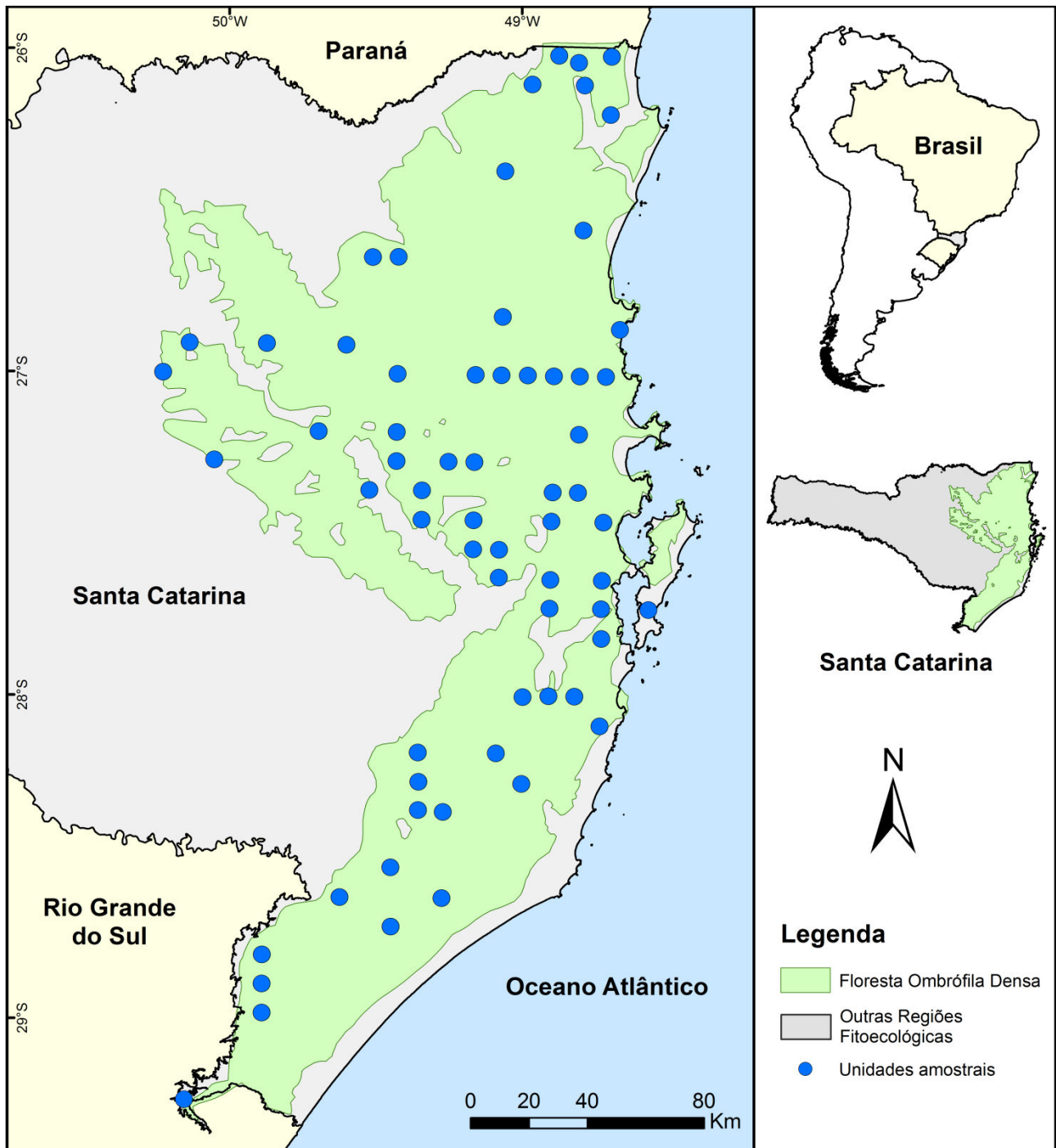


Figura 1. Distribuição das 65 unidades amostrais estudadas pela região fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa do estado de Santa Catarina, Brasil.

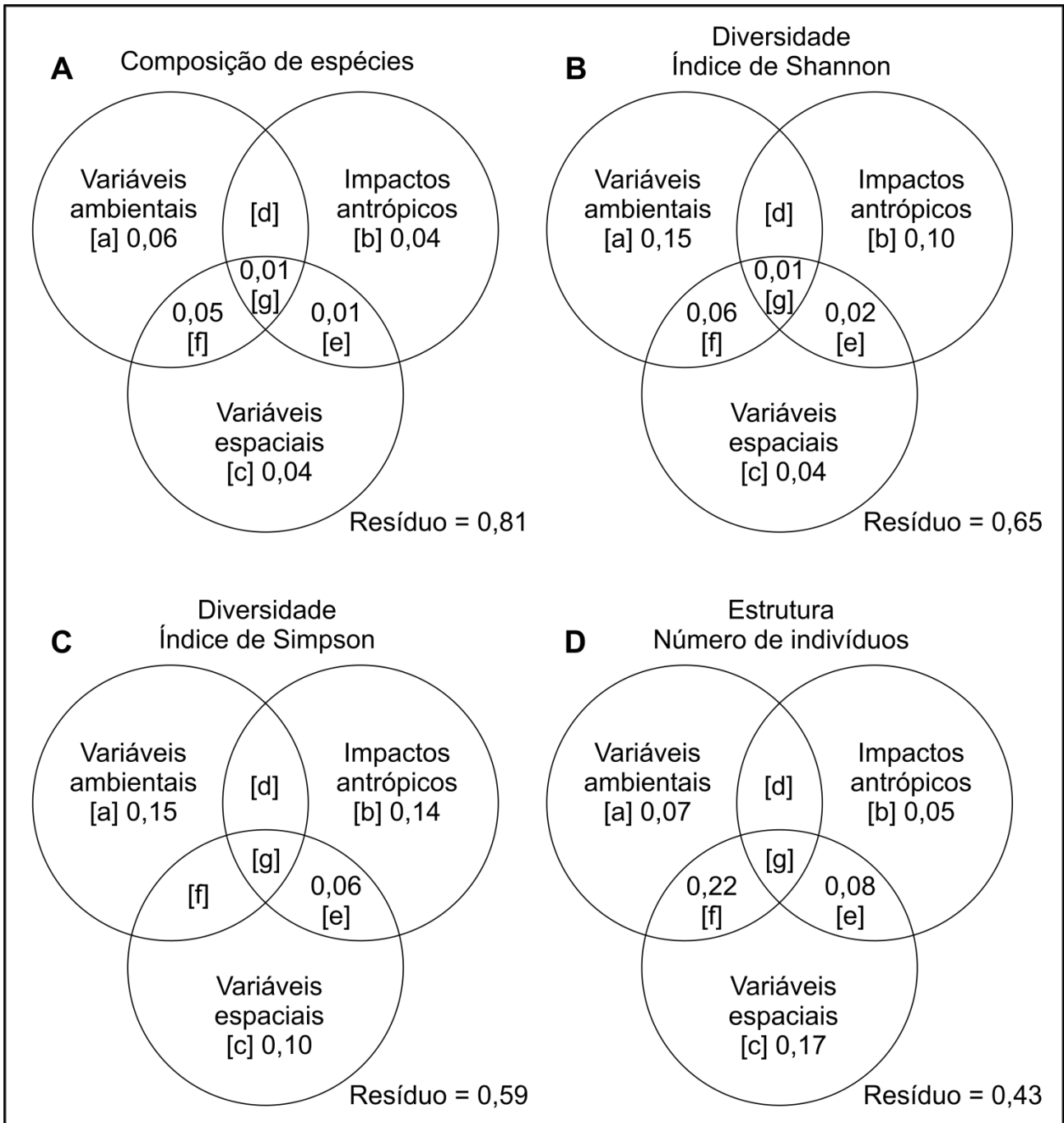


Figura 2. Partição da variância entre os componentes que explicam a variação na composição de espécies (A), diversidade (B e C) e estrutura (D) da vegetação de sub-bosque da Floresta Ombrófila Densa, Santa Catarina, Brasil. [a] representa a fração da variância explicada somente por variáveis ambientais (variáveis climáticas, edáficas, topográficas e da estrutura do componente arbóreo); [b] somente variáveis relacionadas a impactos antrópicos (variáveis de impacto antrópico e da estrutura da paisagem); [c] somente variáveis espaciais; [d], [e], [f] e [g] representam as interações entre os três componentes.

Tabela 1. Coeficientes canônicos das variáveis preditoras ambientais e espaciais (MEMs - *Moran's Eigenvector Maps*) obtidos pela análise de redundância (RDA) da composição de espécies do sub-bosque da Floresta Ombrófila Densa, Santa Catarina, Brasil.

Variáveis preditoras ambientais	RDA 1	RDA 2	RDA 3
Caça no interior da UA	$<10^{-2}$	-0,05	-0,03
Cálcio do solo	0,06	-0,01	0,03
Carbono do solo	$<10^{-2}$	-0,02	-0,02
Corte seletivo no interior da UA	0,01	0,08	0,06
Densidade do componente arbóreo	-0,05	0,05	0,03
Isotermalidade	-0,02	0,04	0,01
Monocultura de espécies exóticas no entorno da UA	-0,04	$<10^{-3}$	-0,02
Razão perímetro/área do remanescente florestal	0,03	-0,12	0,03
pH do solo	0,06	0,01	0,05
Temperatura média no trimestre mais quente	0,05	0,15	-0,12
Variáveis preditoras espaciais usadas como covariáveis			
MEM 1	0,15	-0,38	0,85
MEM 2	0,08	-0,18	-0,24
MEM 3	0,57	0,58	-0,48
MEM 5	$<10^{-3}$	-0,10	-0,03
MEM 6	-0,02	-0,02	-0,18
MEM 11	-0,11	0,42	-0,34
MEM 37	0,37	0,34	0,11
MEM 52	0,14	0,03	-0,08
MEM 63	-0,10	-0,08	-0,13

Tabela 2. Modelos de regressão linear para a diversidade e estrutura da vegetação do sub-bosque da Floresta Ombrófila Densa, Santa Catarina, Brasil. β = coeficiente padronizado; EP β = erro padrão.

Variável resposta	Variáveis preditoras	β	EP β	t	p
Diversidade	Área	0,33	0,10	3,27	$<10^{-2}$
Índice de Shannon	Capacidade de troca catiônica	-0,41	0,10	-3,96	$<10^{-3}$
	MEM 2	-0,24	0,10	-2,30	0,03
Diversidade	Área	0,38	0,10	3,89	$<10^{-3}$
Índice de Simpson	Capacidade de troca catiônica	-0,39	0,10	-4,10	$<10^{-3}$
	MEM 3	0,25	0,10	2,55	0,01
	MEM 39	-0,25	0,10	-2,57	0,01
Estrutura	Altitude	-0,22	0,09	-2,37	0,02
Número de indivíduos	Evapotranspiração real anual	-0,36	0,14	-2,60	0,01
	Razão perímetro/área do remanescente florestal	0,30	0,10	2,86	0,01
	MEM 1	0,00	0,12	-0,04	0,97
	MEM 2	-0,17	0,12	-1,48	0,14
	MEM 4	-0,38	0,09	-4,38	$<10^{-3}$
	MEM 39	0,23	0,08	2,73	0,01

Material Suplementar 1. Informações sobre as 65 unidades amostrais (UA) utilizadas nas análises da vegetação de sub-bosque da Floresta Ombrófila Densa, Santa Catarina, Brasil. A classificação das formações vegetacionais seguiu IBGE (2012). Ind. = indivíduos; Spp. = espécies.

UA	Município	Coordenadas geográficas (latitude, longitude)	Formação vegetacional	Altitude (m)	Número	
					Ind.	Spp.
1	Praia Grande	29°14'59"S, 50°07'47"W	Montana	466	458	46
15	Jacinto Machado	28°58'46"S, 49°51'33"W	Submontana	311	757	93
21	Jacinto Machado	28°53'24"S, 49°51'36"W	Submontana	380	598	80
28	Timbé do Sul	28°48'00"S, 49°51'36"W	Submontana	360	372	70
41	Criciúma	28°42'33"S, 49°24'33"W	Submontana	50	935	85
47	Siderópolis	28°37'12"S, 49°35'24"W	Montana	479	792	66
51	Morro da Fumaça	28°37'09"S, 49°13'56"W	Submontana	50	504	76
59	Urussanga	28°31'35"S, 49°24'47"W	Montana	453	709	68
97	Orleans	28°20'53"S, 49°19'09"W	Submontana	206	520	69
98	Orleans	28°21'10"S, 49°13'55"W	Submontana	345	394	81
119	Orleans	28°15'39"S, 49°19'09"W	Submontana	314	875	73
123	Armazém	28°15'45"S, 48°57'34"W	Montana	412	598	83
143	Grão Pará	28°10'12"S, 49°19'20"W	Submontana	332	310	68
146	Rio Fortuna	28°10'10"S, 49°02'59"W	Submontana	229	339	55
175	Garopaba	28°04'48"S, 48°41'24"W	Submontana	147	433	65
197	São Bonifácio	27°59'38"S, 48°57'36"W	Submontana	339	444	86
198	São Bonifácio	27°59'24"S, 48°52'11"W	Montana	623	402	73
199	Paulo Lopes	27°59'24"S, 48°46'48"W	Submontana	329	458	100
256	Palhoça	27°48'36"S, 48°41'24"W	Submontana	220	317	79
285	Águas Mornas	27°43'08"S, 48°52'17"W	Submontana	250	716	87
287	Santo Amaro da Imperatriz	27°43'04"S, 48°41'33"W	Submontana	108	692	102
314	Angelina	27°37'33"S, 49°02'58"W	Montana	590	403	98
316	Águas Mornas	27°37'48"S, 48°52'12"W	Montana	413	518	95
318	Palhoça	27°37'48"S, 48°41'30"W	Submontana	65	684	68
347	Angelina	27°32'24"S, 49°08'24"W	Montana	630	574	93
348	Angelina	27°32'24"S, 49°02'59"W	Montana	835	463	89
383	Vidal Ramos	27°27'00"S, 49°19'12"W	Montana	806	249	77
385	Major Gercino	27°26'59"S, 49°08'24"W	Montana	708	259	73
388	Antônio Carlos	27°27'00"S, 48°52'12"W	Montana	709	285	64
390	Biguaçu	27°27'00"S, 48°41'24"W	Submontana	66	674	78
421	Ituporanga	27°21'38"S, 49°30'08"W	Montana	708	209	62
423	Vidal Ramos	27°21'35"S, 49°19'12"W	Montana	588	180	42
428	São João Batista	27°21'35"S, 48°52'03"W	Submontana	231	417	79
429	Biguaçu	27°21'36"S, 48°46'48"W	Montana	442	441	109
457	Pouso Redondo	27°16'13"S, 50°02'28"W	Montana	475	171	30
464	Presidente Nereu	27°16'12"S, 49°24'36"W	Montana	640	237	66
466	Botuverá	27°16'12"S, 49°13'48"W	Montana	525	195	80
467	Botuverá	27°16'12"S, 49°08'24"W	Montana	639	365	98
513	Rio do Sul	27°10'48"S, 49°40'48"W	Montana	623	154	54
516	Apiúna	27°10'48"S, 49°24'36"W	Montana	793	158	47
523	Tijucas	27°10'49"S, 48°46'47"W	Submontana	186	416	110
624	Rio do Campo	27°00'00"S, 50°13'12"W	Montana	893	176	53
633	Ascurra	27°00'00"S, 49°24'36"W	Submontana	268	135	55
636	Blumenau	27°00'01"S, 49°08'24"W	Submontana	351	436	101
637	Gaspar	27°00'02"S, 49°03'03"W	Submontana	215	557	90
638	Gaspar	26°59'58"S, 48°57'37"W	Submontana	92	518	86
639	Brusque	27°00'02"S, 48°52'11"W	Submontana	45	1146	84
640	Itajaí	26°59'59"S, 48°46'49"W	Submontana	72	245	47
641	Camboriú	27°00'00"S, 48°41'25"W	Submontana	97	102	41
682	Rio do Campo	26°54'31"S, 50°07'43"W	Montana	733	142	42

UA	Município	Coordenadas geográficas (latitude, longitude)	Formação vegetacional	Altitude (m)	Número	
					Ind.	Spp.
685	Witmarsum	26°54'35"S, 49°51'45"W	Montana	587	89	38
688	José Boiteux	26°54'42"S, 49°35'17"W	Montana	823	148	55
750	Blumenau	26°49'11"S, 49°02'58"W	Submontana	264	481	105
857	Rio dos Cedros	26°38'24"S, 49°30'00"W	Montana	553	126	29
858	Rio dos Cedros	26°38'18"S, 49°24'41"W	Montana	745	27	13
912	São João do Itaperiú	26°32'54"S, 48°46'37"W	Terras baixas	14	193	45
995	Schroeder	26°22'11"S, 49°02'55"W	Submontana	105	312	44
1052	São Francisco do Sul	26°11'24"S, 48°41'24"W	Montana	453	275	72
1066	Joinville	26°05'58"S, 48°57'35"W	Submontana	294	88	34
1068	Garuva	26°06'01"S, 48°46'49"W	Submontana	114	204	61
1072	Garuva	26°00'36"S, 48°52'12"W	Submontana	34	324	65
1074	Itapoá	26°00'36"S, 48°41'24"W	Terras baixas	18	284	77
8003	Florianópolis	27°43'03"S, 48°31'39"W	Submontana	226	628	69
8011	Garuva	26°01'49"S, 48°48'07"W	Terras baixas	18	229	48
8013	Navegantes	26°51'13"S, 48°38'42"W	Terras baixas	8	261	39

Material Suplementar 2. Descrição das 70 variáveis preditoras ambientais utilizadas nas análises da vegetação de sub-bosque da Floresta Ombrófila Densa, Santa Catarina, Brasil. Variáveis pré-selecionadas corresponde as variáveis restantes após remoção de colinearidade, conforme descrito na metodologia. B = variável binária; Q = variável quantitativa; 1 = modelo de composição de espécies; 2 = modelo de diversidade – número de espécies; 3 = modelo de diversidade – índice de Shannon; 4 = modelo de diversidade – índice de Simpson; 5 = modelo de estrutura – número de indivíduos.

Conjuntos	Variáveis preditoras	Tipo de variável	Variáveis pré-selecionadas para cada modelo					
			1	2	3	4	5	
Impactos antrópicos	Agricultura ou fruticultura no entorno da UA	B						
	Caça no interior da UA	B	x					
	Corte raso da vegetação no inteiro da UA	B	x					
	Corte raso ou seletivo da vegetação no entorno da UA	B						
	Corte seletivo no interior da UA	B	x					
	Densidade de espécies exóticas no componente arbóreo	Q			x	x		
	Densidade de espécies exóticas no sub-bosque	Q						
	Densidade de plantas mortas no componente arbóreo	Q		x	x			
	Densidade de plantas mortas no sub-bosque	Q						
	Distância entre a UA e o centro urbano	Q						
	Exploração de <i>Euterpe edulis</i> no interior da UA	B		x				
	Fogueira no interior da UA	B	x					
	Monoculturas de espécies exóticas no entorno da UA	B	x					
	Outros usos no entorno da UA	B	x			x		
	Pastagem no entorno da UA	B						
	Pastejo de gado no interior da UA	B						
	Remanescente florestal no entorno da UA	B	x	x	x	x		
	Roçada do sub-bosque no interior da UA	B						
	Varição da densidade demográfica entre 2000 e 2010	Q	x		x			
	Vias de circulação no interior da UA	B		x				x
Estrutura da paisagem	Área	Q			x	x		
	Área <i>core</i>	Q			x	x		
	Área do remanescente florestal mais próximo	Q	x					
	Dimensão fractal	Q						
	Distância do remanescente florestal mais próximo	Q		x	x	x		
	Índice de forma	Q						
	Índice de proximidade (PXfg)	Q	x					
	Perímetro	Q						
	Razão perímetro/área do remanescente florestal	Q	x			x	x	
Estrutura do componente arbóreo	Altura do componente arbóreo	Q						
	Área basal do componente arbóreo	Q						x
	Densidade do componente arbóreo	Q	x	x				
Variáveis climáticas	Amplitude térmica diurna média	Q						
	Aridez média anual	Q			x	x		
	Dias de geada	Q						x
	Evapotranspiração potencial anual	Q		x	x	x		
	Evapotranspiração real anual	Q	x	x				x
	Intervalo da temperatura anual	Q						

Conjuntos	Variáveis predictoras	Tipo de variável	Variáveis pré-selecionadas para cada modelo				
			1	2	3	4	5
Variáveis climáticas	Isotermalidade	Q	x	x	x		x
	Precipitação anual	Q					x
	Precipitação do mês mais seco	Q	x				
	Precipitação do mês mais úmido	Q					
	Precipitação do trimestre mais frio	Q					
	Precipitação do trimestre mais quente	Q					
	Precipitação do trimestre mais seco	Q					x
	Precipitação do trimestre mais úmido	Q	x				
	Sazonalidade da precipitação	Q					
	Sazonalidade da temperatura	Q					
	Temperatura máxima do mês mais frio	Q					
	Temperatura máxima do mês mais quente	Q					
	Temperatura média anual	Q					
	Temperatura média do trimestre mais frio	Q					
	Temperatura média do trimestre mais quente	Q	x				
	Temperatura média do trimestre mais seco	Q					x
	Temperatura média do trimestre mais úmido	Q					
Variáveis edáficas	Acidez potencial	Q					
	Acidez trocável	Q					x
	Cálcio	Q	x				
	Capacidade de troca catiônica	Q	x		x	x	
	Capacidade de troca catiônica a pH 7	Q					
	Carbono	Q	x				
	Fósforo	Q					
	Índice de saturação de alumínio	Q					x
	Índice de saturação de bases	Q	x				
	Magnésio	Q					
	pH do solo	Q	x				
	Potássio	Q					
Soma de bases trocáveis	Q			x	x		
Variáveis topográficas	Altitude	Q					x
	Orientação da vertente	Q					
Total de variáveis predictoras ambientais pré-selecionadas para cada modelo			22	9	12	11	12

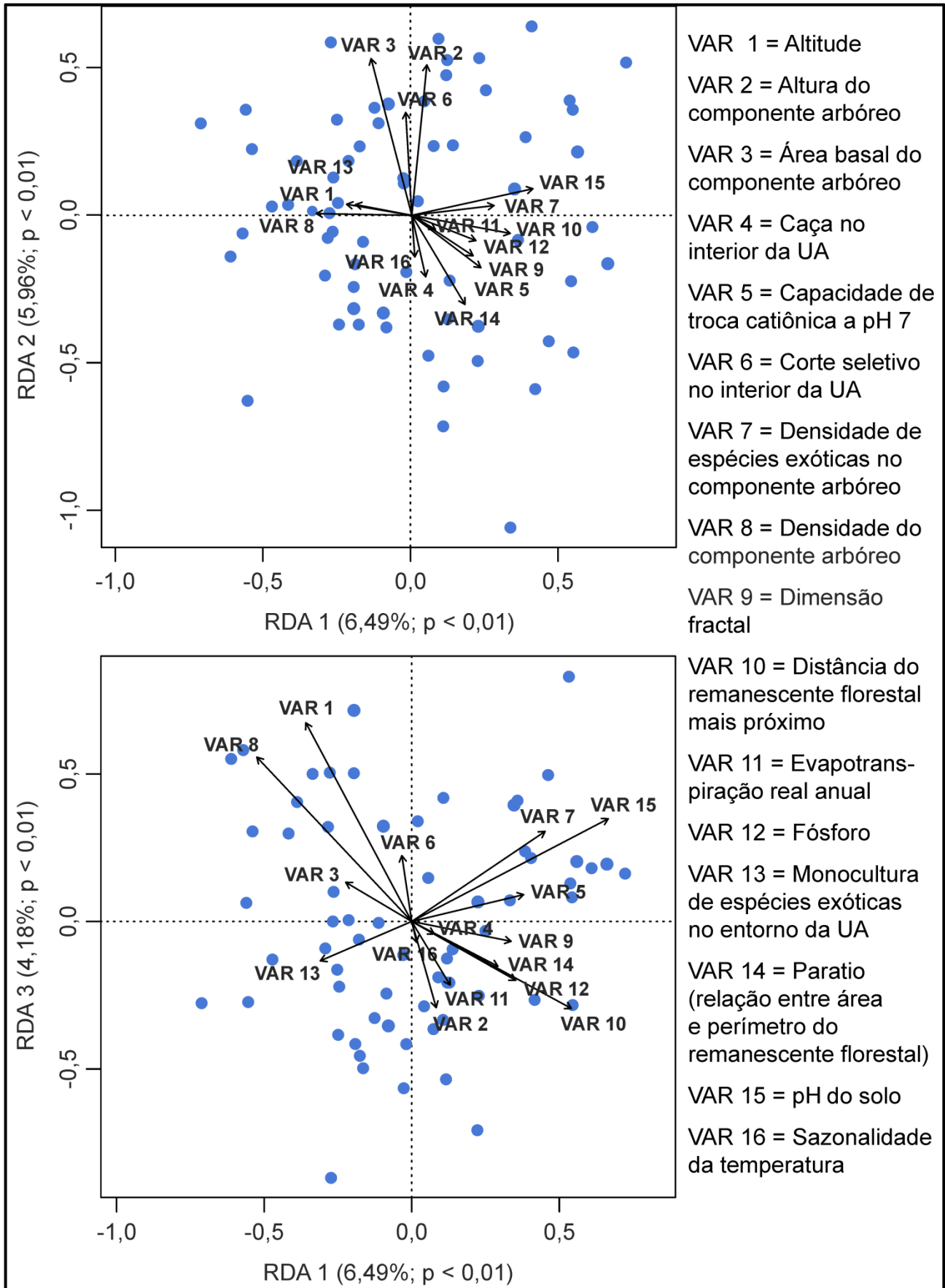
Material Suplementar 3. Variáveis preditoras ambientais e espaciais (MEMs – *Moran's Eigenvector Maps*) selecionadas para compor os modelos de composição, diversidade e estrutura da vegetação de sub-bosque da Floresta Ombrófila Densa, Santa Catarina, Brasil. R^2 = coeficiente de determinação; R^2 Adj. = coeficiente de determinação ajustado.

Modelo	Variáveis preditoras	R^2	R^2 Adj.	F	p
Composição de espécies	Caça no interior da UA	0,02	0,01	1,39	0,05
	Cálcio do solo	0,05	0,03	3,21	$<10^{-2}$
	Carbono do solo	0,02	0,01	1,33	0,05
	Corte seletivo no interior da UA	0,04	0,02	2,49	$<10^{-2}$
	Densidade do componente arbóreo	0,02	0,01	1,38	0,02
	Isotermalidade	0,02	0,01	1,80	$<10^{-2}$
	Monocultura de espécies exóticas no entorno da UA	0,02	0,01	1,35	0,04
	pH do solo	0,02	0,01	1,46	0,02
	Razão perímetro/área do remanescente florestal	0,03	0,02	2,07	$<10^{-2}$
	Temperatura média do trimestre mais quente	0,06	0,04	3,80	$<10^{-2}$
	MEM 1	0,04	0,03	2,80	$<10^{-2}$
	MEM 2	0,03	0,02	2,09	$<10^{-2}$
	MEM 3	0,03	0,02	2,05	$<10^{-2}$
	MEM 5	0,02	0,01	1,39	0,04
	MEM 6	0,02	0,01	1,46	0,03
	MEM 11	0,02	0,01	1,57	0,01
	MEM 37	0,02	0,01	1,39	0,04
MEM 52	0,02	0,01	1,40	0,05	
MEM 63	0,02	0,01	1,42	0,03	
Diversidade Número de espécies	Densidade de plantas mortas no componente arbóreo	0,17	0,16	13,16	$<10^{-2}$
	Isotermalidade	0,10	0,09	8,40	0,01
	MEM 2	0,29	0,27	25,24	$<10^{-2}$
	MEM 3	0,03	0,03	4,25	0,05
	MEM 4	0,07	0,06	7,10	0,01
	MEM 8	0,07	0,06	6,56	0,01
	MEM 11	0,06	0,05	6,78	0,01
	MEM 21	0,03	0,03	4,39	0,04
MEM 44	0,04	0,03	4,99	0,03	
Diversidade Índice de Shannon	Área	0,13	0,12	12,35	$<10^{-2}$
	Capacidade de troca catiônica	0,20	0,18	15,40	$<10^{-2}$
	MEM 2	0,14	0,13	10,22	0,01
Diversidade Índice de Simpson	Área	0,18	0,17	14,09	$<10^{-2}$
	Capacidade de troca catiônica	0,15	0,14	13,41	$<10^{-2}$
	MEM 3	0,10	0,08	6,67	0,01
	MEM 39	0,07	0,06	5,41	0,03
Estrutura Número de indivíduos	Altitude	0,14	0,14	14,97	$<10^{-2}$
	Evapotranspiração real anual	0,13	0,12	9,79	0,01
	Razão perímetro/área do remanescente florestal	0,15	0,14	13,13	$<10^{-2}$
	MEM 1	0,06	0,05	7,30	0,01
	MEM 2	0,15	0,15	15,02	$<10^{-2}$
	MEM 4	0,21	0,20	16,74	$<10^{-2}$
	MEM 39	0,08	0,07	8,36	0,01

Material Suplementar 4. Partição da variância entre os componentes que explicam a variação na composição, diversidade e estrutura da vegetação de sub-bosque da Floresta Ombrófila Densa, Santa Catarina, Brasil. R^2 Adj. = coeficiente de determinação ajustado.

Modelo	Símbolo	Fração explicada por cada componente	R^2 Adj.	F	p
Composição de espécies	[a]	Variáveis ambientais*	0,06	1,65	$<10^{-2}$
	[b]	Variáveis relacionadas a impactos antrópicos**	0,04	1,55	$<10^{-2}$
	[c]	Variáveis espaciais	0,04	1,26	$<10^{-2}$
	[d]	Interação entre [a] e [b]	-	-	-
	[e]	Interação entre [b] e [c]	0,01	-	-
	[f]	Interação entre [a] e [c]	0,05	-	-
	[g]	Interação entre [a], [b] e [c]	0,01	-	-
	[h]	Resíduo	0,81	-	-
Diversidade Número de espécies	[a]	Variáveis ambientais*	-	0,14	0,70
	[b]	Variáveis relacionadas a impactos antrópicos**	0,03	4,15	0,06
	[c]	Variáveis espaciais	0,17	6,88	$<10^{-2}$
	[d]	Interação entre [a] e [b]	-	-	-
	[e]	Interação entre [b] e [c]	0,07	-	-
	[f]	Interação entre [a] e [c]	0,10	-	-
	[g]	Interação entre [a], [b] e [c]	0,06	-	-
	[h]	Resíduo	0,59	-	-
Diversidade Índice de Shannon	[a]	Variáveis ambientais*	0,15	15,68	$<10^{-2}$
	[b]	Variáveis relacionadas a impactos antrópicos**	0,10	10,72	$<10^{-2}$
	[c]	Variáveis espaciais	0,04	5,27	$<10^{-2}$
	[d]	Interação entre [a] e [b]	-	-	-
	[e]	Interação entre [b] e [c]	0,02	-	-
	[f]	Interação entre [a] e [c]	0,06	-	-
	[g]	Interação entre [a], [b] e [c]	0,01	-	-
	[h]	Resíduo	0,65	-	-
Diversidade Índice de Simpson	[a]	Variáveis ambientais*	0,15	16,80	$<10^{-2}$
	[b]	Variáveis relacionadas a impactos antrópicos**	0,14	15,16	$<10^{-2}$
	[c]	Variáveis espaciais	0,10	6,43	0,01
	[d]	Interação entre [a] e [b]	-	-	-
	[e]	Interação entre [b] e [c]	0,06	-	-
	[f]	Interação entre [a] e [c]	-	-	-
	[g]	Interação entre [a], [b] e [c]	-	-	-
	[h]	Resíduo	0,59	-	-
Estrutura Número de indivíduos	[a]	Variáveis ambientais*	0,07	6,03	$<10^{-2}$
	[b]	Variáveis relacionadas a impactos antrópicos**	0,05	8,18	$<10^{-2}$
	[c]	Variáveis espaciais	0,17	7,11	$<10^{-2}$
	[d]	Interação entre [a] e [b]	-	-	-
	[e]	Interação entre [b] e [c]	0,08	-	-
	[f]	Interação entre [a] e [c]	0,22	-	-
	[g]	Interação entre [a], [b] e [c]	-	-	-
	[h]	Resíduo	0,43	-	-

*Variáveis ambientais compreendem as variáveis climáticas, edáficas, topográficas e da estrutura do componente arbóreo; **Variáveis relacionadas a impactos antrópicos são as variáveis de impacto antrópico e da estrutura da paisagem.



Material Suplementar 5. Análise de redundância da composição de espécies do sub-bosque da Floresta Ombrófila Densa, Santa Catarina, Brasil. Em destaque as variáveis ambientais selecionadas anteriormente pelo método *forward selection*. As variáveis espaciais (MEMs) foram usadas como covariáveis na RDA (Material Suplementar 3).

Considerações finais

Considerações finais

No primeiro capítulo desta dissertação, “**Amostragem acurada no *hotspot* Mata Atlântica: lições da região subtropical**”, os seguintes pontos mereceram destaque:

Na estratégia de amostragem mais intensiva, isto é, UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 50 cm e DAP < 10 cm (amostragem Tipo 3), um número maior de amostras atingiu os critérios de suficiência amostral e mais espécies, inclusive as raras, foram encontradas. O registro de ocorrência das espécies raras e ameaçadas de extinção pelas unidades amostrais estudadas também foi ampliado na amostragem Tipo 3. Essa estratégia pode ser uma boa opção para padronizar a amostragem da vegetação de sub-bosque na Mata Atlântica Subtropical, considerando que os trabalhos conduzidos até o momento apresentaram os mais variados critérios de amostragem.

A amostragem Tipo 2 (UA com área amostral de 400 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm), em que o critério de inclusão dos indivíduos foi reduzido em comparação a amostragem Tipo 3, apresentou desempenho intermediário na captura da riqueza específica e de espécies raras e ameaçadas de extinção em comparação aos outros dois tipos de amostragem (amostragens Tipo 1 e 3).

A amostragem Tipo 1 (UA com área amostral de 100 m² e inclusão dos indivíduos com altura ≥ 150 cm e DAP < 10 cm) não é indicada quando objetiva-se fazer um levantamento exaustivo da riqueza de espécies. No entanto, essa estratégia pode ser eficiente para fornecer um panorama geral da distribuição da diversidade do sub-bosque da Mata Atlântica Subtropical.

As áreas contempladas apenas com a amostragem menos intensiva (amostragem Tipo 1), que corresponderam às regiões fitoecológicas da FED e FOM, apresentaram muitas UA sem suficiência amostral, baixa riqueza específica e inexpressiva ocorrência de espécies raras e ameaçadas de extinção, o que são indicativos de que essas áreas ainda merecem maiores esforços de coleta para o sub-bosque.

Dentre os diferentes métodos para avaliar a suficiência amostral utilizados no presente estudo, os métodos de Jackknife 1° – 70%, Chao 1 e 2 – 70% e Chao 1 corrigido – 70% apresentaram resultados concordantes entre si e, portanto, podem ser usados em equivalência para atestar suficiência amostral. O mesmo se aplica para os métodos de Cain – 5%, Jackknife 1° – 60%, Chao 1 e 2 – 60% e Chao 1 corrigido – 60%. Entretanto, o primeiro conjunto de métodos citado representa uma abordagem mais rigorosa para aferir suficiência amostral, em comparação ao último conjunto de métodos mencionado.

Os métodos de Cain – 10% e de Jackknife 2° – 70% e 60% não foram eficientes para avaliar a suficiência amostral do presente conjunto de dados, pois o primeiro considerou todas as UA como suficientes, enquanto os últimos foram muito rigorosos e classificaram mais de 90% das UA como insuficientes.

Ao usar o método de Cain com curva de rarefação de espécies baseada no número de indivíduos, sugerimos que a relação entre esforço amostral e incremento no número de espécies seja mais rigorosa. Isso porque, em curvas construídas a partir do número de indivíduos, os critérios de suficiência amostral são atingidos rapidamente, pois o incremento de novas espécies é mais lento, se comparadas às curvas baseadas em área amostral.

Para as UA com número de indivíduos muito baixo, por exemplo, 30 indivíduos, todos os métodos empregados foram falhos na avaliação da suficiência amostral. Assim, o uso desses métodos deve ser feito com cautela quando o número de indivíduos por amostra é pequeno.

Recomendamos que a suficiência amostral dos dados coletados em levantamentos da vegetação seja avaliada, preferencialmente, por meio do uso conjunto de diferentes métodos para atestar suficiência amostral, a fim de assegurar que as amostras obtidas sejam representativas e possam subsidiar consistentemente outros estudos ecológicos e biogeográficos, bem como fomentar a adoção de medidas de uso sustentável, manejo e conservação da biodiversidade.

Para o segundo capítulo desta dissertação, **“Impactos antrópicos são os preditores ambientais com maior influência sobre os padrões da vegetação do sub-bosque da Mata Atlântica Subtropical?”**, destacamos os seguintes pontos:

Uma fração importante da variação na composição de espécies, diversidade e estrutura da vegetação do sub-bosque foi atribuída a variáveis relacionadas a impactos antrópicos (variáveis de impacto antrópico e da estrutura da paisagem) em comparação às proporções explicadas pelas demais variáveis ambientais e espaciais.

O tamanho e a forma dos remanescentes florestais, que são moldados pelas pressões antrópicas, parecem ser as principais variáveis relacionadas a impactos antrópicos que afetaram a vegetação de sub-bosque. O corte seletivo e a caça no interior das UA, bem como o plantio de monoculturas de espécies exóticas no entorno das UA, também parecem ser relevantes para a composição de espécies do sub-bosque.

As variáveis da estrutura da paisagem área e razão perímetro/área do remanescente florestal podem servir como indicadores do estado de conservação do sub-bosque da FOD e, serem utilizadas na definição de estratégias conservacionistas.

Além das variáveis relacionadas a impactos antrópicos, a composição de espécies do sub-bosque da FOD também parece ser influenciada pela temperatura média do trimestre mais quente, pelas variáveis edáficas cálcio e pH e, pela densidade do componente arbóreo. A diversidade de espécies foi parcialmente explicada pela capacidade de troca catiônica do solo; e a estrutura da vegetação, pela altitude e evapotranspiração real anual.

A maior fração da variação na composição e diversidade de espécies do sub-bosque da FOD foi explicada pelo componente ambiental (variáveis ambientais e impactos antrópicos). Já para a estrutura da vegetação, a maior porção foi explicada pelo componente espacial e pela interação entre os componentes ambiental e espacial.

Mesmo com um grande número de variáveis preditoras ambientais candidatas disponíveis (70 variáveis), o maior conjunto utilizado até o momento para a Mata Atlântica, além do emprego de variáveis preditoras espaciais (MEMs), uma fração importante da variância da composição de espécies, diversidade estrutura do sub-bosque permaneceu indeterminada. Recomendamos que em trabalhos futuros outros preditores ambientais sejam investigados, como por exemplo, variáveis que sintetizem as variações climáticas do passado.

Também recomendamos que estudos que buscam entender os padrões da vegetação avaliem variáveis que sintetizem as pressões antrópicas, pois os remanescentes florestais estão sob constantes pressões e esse conjunto de variáveis parecer ter forte poder explicativos nos modelos.