

Universidade Federal Paraná
Setor de Ciências Biológicas

**LIMITAÇÃO AO RECRUTAMENTO DE ÁRVORES EM ÁREAS DE
RESTAURAÇÃO NO LITORAL DO PARANÁ**

Curitiba-PR

2012

Universidade Federal Paraná
Setor de Ciências Biológicas

**LIMITAÇÃO AO RECRUTAMENTO DE ÁRVORES EM ÁREAS DE
RESTAURAÇÃO NO LITORAL DO PARANÁ**

Fernanda Fernandes Cordeiro de Lima

Orientadora: Márcia Cristina Mendes Marques

Dissertação apresentada à
Universidade Federal do
Paraná como requisito parcial
para obtenção do grau de
Mestre em Ecologia e
Conservação.

Curitiba-PR

2012



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Fernanda Fernandes Cordeiro de Lima** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão da candidata.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 21 de março de 2012.

BANCA EXAMINADORA:

Prof.^a Dra. Márcia Cristina M. Marques
Orientadora e Presidente

Prof.^a Dra. Sandra Mueller
Membro

Prof.^a Dra. Isabela Galarda Varassin
Membro

Visto:

Prof.^a Dra. Lucélia Donatti
Coordenadora do PPG-ECO

A Deus e aos meus eternos heróis Elias e Elza, minha inspiração diária.

AGRADECIMENTOS

A todos que de alguma maneira contribuíram para este trabalho, desde já agradeço, em especial:

À minha orientadora, Márcia C. M. Marques, pela dedicação, presença, paciência e ensinamentos nestes anos. Muito obrigada pela confiança!

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação pela formação e apoio.

À CAPES e REUNI pela bolsa e ao CNPq pelo financiamento do projeto.

Aos membros da banca, prof^a Dr^a Sandra Cristina Müller, prof^a Dr^a Isabela Galarda Varassin e Prof^a Dr^a Maria Regina Torres Boeger (suplente) pela revisão e contribuição neste trabalho.

À Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental – SPVS - por autorizar o desenvolvimento desta pesquisa e dar todo apoio técnico e logístico em especial agradeço à equipe de guarda-parque pela prontidão em ajudar, pelos ensinamentos campeiros e “livramentos”.

Aos professores da Ecologia pelos grandes ensinamentos e descontração: Luís Fernando Fávaro, Valéria Mühner, Lucélia Donatti, André Padial, Maurício Moura, Jean Vitule, Fernando Passos.

À nossa querida secretária Valéria, pela agilidade e dedicação.

Ao Osmar Ribas do Museu Botânico Municipal de Curitiba (MBM) pela prontidão em me ajudar nas identificações botânicas assim como Marcelo Reginato e Marcelo Broto. Muito obrigada!

Aos amigos botânicos do herbário UPCB da UFPR pela também ajuda nas identificações e por me acolher como “segundo laboratório”, em especial Fred, Duane (ah, as Myrtaceae), Andre Soller, Mônica, Tássia, Julia, Ana...

A todos da família LEV (Laboratório de Ecologia Vegetal), foi muito bom trabalhar com vocês!

Aos meus queridos ajudantes de campo e amigos ao me socorrerem a cada mês: Felipe Shibuya, Carol Yumi, Ana Giordani, Samuel Lopes, Lorenzo Detzel, Gabriel Magezi, Emilyn Bussoloto, Fabiano Maia, Jana Tesseroli, Tiago Malucelli, Natacha Sobanski.

Ao eterno Philip Kunhardt pela super ajuda nas triagens e pelas óperas vespertinas.

À grande Fernanda Cardoso, pela parceria em campo, ajuda e acolhida curitibana.

Ao Vinícius Marcílio (Vini) por toda acolhida, amizade e super ajudas estatísticas!

Àqueles que foram OS amigos: Felipe Shibuya (meu irmão japonês), por tudo (desde campo, conversas, trabalho à descontrações), Jana Tesseroli (querida, prestativa e companheira), Fabiano (por me mostrar um novo caminho e estar sempre disposto a ajudar, em qualquer habilidade), Ana Giordani, Jaque, Gabi, Samuel, Talita, Guto, Sandra, Valduga, Marcão, Halina, Cris Hiert, Edimar e Andressa (pé-vermelho sempre), Vini, Fer Cardoso, Samuel Schwaida (primeiro ouvinte), Aline, Gabriel Rezende (com toda sua mineirice), Cristina Gandra (minha amiga de todos os momentos, obrigada!) e Leonardo Cardoso (Eco-amigos adquiridos), Priscila Ishi (pela grande amizade e todas as palavras sábias em momentos oportunos), Leandro, Vanessa Cantelli, Monique Minozzo e a todos amigos de Curitiba que não estão listados, mas possuem a mesma importância.

À família República Jardim, pelos bons momentos, amizades, comilanças e afins...

Aos novos amigos da MPV Church por me mostrarem um 2012 diferente!

Aos amigos “pé-vermelho” pelo apoio inicial à migração: Angelita, Lya, Carolina Cainelli, Maurício, Alba; a todos do LABRE, em especial ao ex-“chefe” José Marcelo D. Torezan, pelos conselhos e por me permitir ir mais longe.

À Aparecida de França Frederichi e Luiz Gustavo de F. Frederichi, por confiarem no meu potencial e me apoiarem em todos os sentidos a conhecer novos horizontes.

Àquela, não menos importante, pelo contrário, A AMIGA, de todos os tempos, risos, choros, viagens, congressos, campos, graduação, pós-graduação, enfim, minha irmãzinha japonesa Carolina Yumi Shimamoto, por me mostrar sempre um sorriso e controle da situação, independente dela. Obrigada por tudo amiga!

Àqueles que sempre foram e sempre serão minha base, meus pais Elza e Elias, por toda batalha para que eu pudesse chegar até aqui, pelo amor, carinho e compreensão sempre!! Obrigada por serem minha fonte de inspiração!! E aos meus amados irmãos, Michele e Romario, sem o quais não seria completa jamais!

E ÀQUELE, que me permitiu chegar aqui e por colocar todos acima em minha vida e fazê-la mais completa, Jesus. Poucas são as palavras para agradecer!

“Certo homem saiu a semear. E, quando estava espalhando as sementes, algumas caíram na beira do caminho, onde foram pisadas por pessoas e comidas pelos passarinhos. Outras sementes caíram num lugar onde havia muitas pedras, e, quando começaram a germinar, as plantas secaram porque não havia umidade. Outra parte caiu no meio de espinhos, que cresceram junto com as plantas e as sufocaram. Mas algumas sementes caíram em terra boa. As plantas cresceram e produziram cem grãos para cada semente.”

Lc 8:5-8

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
RESUMO GERAL	x
ABSTRACT	xi
INTRODUÇÃO GERAL	1
Área de estudo.....	6
Referências bibliográficas.....	10
CAPÍTULO 1: Efeitos da limitação ao recrutamento sobre a trajetória sucessional da Floresta Atlântica	13
Resumo.....	14
Introdução.....	15
Material e Métodos.....	17
Resultados.....	23
Discussão.....	28
Literatura Citada.....	28
Figuras e Tabelas.....	33
CONSIDERAÇÕES FINAIS	38

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1:** Correlação de Mantel (r) entre a composição de espécies e idade em áreas de regeneração natural no litoral do Paraná, Brasil. ($*P < 0,05$; $**P < 0,01$; $***P < 0,001$).....33
- Tabela 2:** Relação entre idade da regeneração natural e limitação à dispersão, à emergência, estabelecimento e permanência de acordo com grupos sucessionais (espécies pioneiras e não pioneiras) e tamanho da semente (espécies com sementes pequenas, médias e grandes) na Floresta Atlântica no litoral do Paraná, Brasil. (β = declividade da reta, NS= Relação Não significativa).....34

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1: Localização da Reserva Natural do Rio Cachoeira em Antonina, litoral norte do Paraná, Brasil. Fonte: Borgo, 2010.....6

Figura 2: Áreas de regeneração natural da Floresta Atlântica no litoral do Paraná, em diferentes estádios sucessionais (A = 5 anos; B = 8 anos; C= 15 anos , D = 30 anos e E = 50 anos).....8

CAPÍTULO 1

Figura 1 **Figura 1:** Riqueza (A, C, E, G) e abundância (B, D, F, H) média de sementes,plântulas, juvenis e adultos em áreas de regeneração natural no litoral do Paraná, Brasil. As barras indicam erro padrão. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si (Tukey, $p > 0,05$).....36

Figura 2: Distribuição da composição de espécies (Análise de Coordenadas Principais – PCoA) de sementes (A), plântulas (B), juvenis (C) e adultos (D) em cinco idades de regeneração natural (5, 8, 15, 30 e 50 anos) no litoral do Paraná, Brasil. Porcentagem de explicação dos eixos 1 e 2: 17,6 % e 14,4%; 17,8% e 12,6%; 25,2% e 14,5%; 24,7% e 24,7% e 16,5%, respectivamente.....37

RESUMO GERAL

A limitação ao recrutamento, ou seja, a incapacidade de uma espécie em ocupar nichos disponíveis, é um dos fatores que mais contribuem para a diversidade das florestas tropicais. Após uma perturbação, a contribuição relativa da limitação, nos diferentes estádios de desenvolvimento de uma planta, deve determinar a trajetória sucessional e a resiliência da floresta. Neste estudo, monitoramos a chuva de sementes, banco de plântulas e as comunidades de juvenis e adultos (espécies de árvores e arbustos) em áreas florestais sucessionais de Floresta Atlântica, no sul do Brasil. Através da análise comparativa de áreas florestais de cinco idades distintas, objetivamos identificar de que forma as limitações à dispersão de sementes, à emergência de plântulas, ao estabelecimento de juvenis e à permanência de adultos influenciam na composição, riqueza e abundância da comunidade florestal ao longo da sucessão. Em 12 meses de estudo, foram amostrados 14008 sementes (59 morfoespécies), 288 plântulas (45 morfoespécies), 498 juvenis (79 morfoespécies) e 1038 adultos (115 morfoespécies), distribuídos em um total de 252 morfoespécies. Houve incremento de riqueza de espécies ao longo da sucessão, com mudanças nítidas na composição para os quatro estádios (semente, plântula, juvenil e adulto). Os grupos de espécies não pioneiras e de sementes grandes foram mais limitados no início da sucessão enquanto que os grupos de pioneiras e de sementes pequenas no final da sucessão. Os resultados mostraram que mudanças na composição, abundância e riqueza de espécies com o decorrer do tempo estão associadas à limitação ao recrutamento em múltiplos estádios da planta. As diferenças marcantes na composição de espécies na fase

de plântula indicam que a limitação à emergência é o principal filtro para direcionar a trajetória sucessional.

Palavras-chave: chuva de sementes; plântulas; emergência; grupo sucessional; dispersão

ABSTRACT

Recruitment limitation, that is, the inability of a species to occupy available niches, is one of the factors that contribute to the diversity of tropical forests. After a disturbance, the relative contribution of the limitation in different developmental stages of a plant, determines the trajectory of forest succession and resilience. In this study we monitored seed rain, seedling bank and the communities of adults and juveniles (species of trees and shrubs) in successional areas of Atlantic Rain Forest in southern Brazil. Through a comparative analysis of five areas of different ages, we aimed to identify how the limitations on seed dispersal, seedling emergence, establishment of juveniles and adult persistence influence the composition, richness and abundance of the forest community. In 12 months of study, 14,008 seeds were sampled (59 morphospecies), 288 seedlings (45 morphospecies), 498 juveniles (79 morphospecies) and 1038 adults (115 morphospecies), distributed in a total of 252 morphospecies. There was an increase in species richness along succession, with sharp changes in the composition for the four stages (seed, seedling, juvenile and adult). Non-pioneer species and larger seed size were more limited in the beginning of the succession while pioneers species and small seed species were more limited in the final stages of succession. The results showed that changes in composition, abundance and species richness over time are associated with recruitment

limitation in multiple plant stages. The marked differences in species composition in the seedling stage indicate that the limitation to the emergency is the main filter to direct the succession trajectory.

Key words: seed rain, seedling; emergence; successional group; seed dispersal

INTRODUÇÃO GERAL

O bioma Floresta Atlântica abrange uma área de 1.300.000 km² (15% do território do Brasil) e engloba 17 estados brasileiros, desde o Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, além de partes da Argentina e Paraguai (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2010). É considerado um dos biomas mais ricos em biodiversidade do mundo, até mais que a Floresta Amazônica (MORELLATO; HADDAD, 2000; FAO, 2005) e concentra mais de 20.000 espécies de plantas vasculares, das quais 4% são endêmicas, o que representa 2,7% do total de espécies de plantas do planeta, tornando-a um “hotspot” para a conservação da biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000).

Atualmente, sabe-se que restam 11,4 a 16% da floresta original dependendo se são considerados fragmentos grandes ou pequenos. Os fragmentos mais preservados concentram-se nas regiões da Serra do Mar (36,5%), sendo que São Paulo possui o maior fragmento (1109.546 ha), seguido do Paraná (508.571 ha) e Santa Catarina (382.422 ha) (RIBEIRO *et al.*, 2009). Contudo, a Floresta Atlântica encontra-se ainda muito devastada devido, principalmente, às expansões industrial, agropecuária, turística e à exploração de recursos madeireiros e não madeireiros e presença de grandes centros urbanos, o que levou à perda de diversos habitats no último século (MORELLATO; HADDAD, 2000; GROENEVELD *et al.* 2009) contribuindo para uma taxa de deflorestamento crescente em uma média nacional de 0,5 % ao ano (SOS Mata Atlântica e INPE 2010).

A fragmentação no bioma Mata Atlântica leva a um empobrecimento da vegetação quando comparado com uma área contínua de floresta (BERNACCI *et al.*, 2006). Com este processo há um declínio no número de espécies de plantas zoocóricas, importantes para a fauna e um aumento de espécies não zoocóricas e ruderais conforme há redução da área do fragmento florestal (TABARELLI *et al.* 1999). Todavia, é muito importante a manutenção destes fragmentos florestais para a conservação da biota e com maior tamanho possível (TABARELLI *et al.*, 1999; LAURANCE *et al.*, 2001; BERNACCI *et al.*, 2006). Para isso é importante que estas áreas voltem a seu estado anterior através do processo de sucessão ecológica, o qual se dá através de mudanças na composição específica da comunidade, propiciando a criação de novos ambientes para colonização (HORN, 1974).

As mudanças que ocorrem na comunidade durante a sucessão ecológica, podem apresentar muitas variações nas florestas, as quais são descritas por pensamentos teóricos distintos, estruturados basicamente em três linhas de pensamento (CHAZDON, 2008). O primeiro discute a sucessão como um processo determinístico versus estocástico, em que, todas as comunidades chegam a um estágio “clímax” e este se comporta como uma entidade orgânica, com nascimento, desenvolvimento e morte, havendo uma fidelidade na reprodução de cada sere até a etapa final, independente da modificação das condições ambientais a sucessão é vista um processo previsível (CLEMENTS, 1916). Ou o processo de sucessão se dá em um “conceito ecológico individualista”, estocástico, ou seja, a sucessão ecológica não tem um processo organizacional, sendo resultado das interações entre as espécies à medida que

competem por espaço ou recursos em si. Deste modo há substituição das espécies através de um filtro ambiental, não havendo previsibilidade da sucessão, sendo esta um conjunto de espécies semelhantes em ambiente semelhantes (GLEASON 1917, 1926). A segunda linha de pensamento trata a sucessão como dependente do tempo de colonização das espécies, onde a composição inicial de um sítio, composta por diversos grupos sucessionais, pode definir a comunidade de espécies final (EGLER, 1954), ou há uma cronosequência, em que espécies de estágios finais colonizariam um sítio bem depois do distúrbio inicial (BUDOWSKI, 1965; FINEGAN, 1996; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). Por fim, a sucessão é tratada através da interação entre as espécies e disponibilidade de recursos (CONNEL; SLATYER 1977; NOBLE; SLATYER, 1980) fazendo com que três categorias de mecanismos governem a sucessão: facilitação, inibição e tolerância. Facilitação incorpora a visão clementiana da sucessão na qual cada estágio favorece o estabelecimento de outro, ou seja, plantas colonizadoras modificam o ambiente, propiciando a invasão das espécies. Inibição se dá quando a presença de uma espécie inibe outra, simplesmente por competição e desta maneira a presença de espécies climácicas impedem a colonização de espécies iniciais. Ao passo que, o mecanismo de tolerância consiste em colonizar um ambiente independente das espécies ocorrentes nele, dependendo somente da capacidade de dispersão do indivíduo e condições ambientais.

Deste modo, a sucessão é um processo contínuo que vai desde eventos de colonização (chuva de sementes, banco de sementes, banco de plântulas e rebrotos) até outros processos como fatores ambientais e habilidades competitivas das espécies (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001) promovendo a

substituição destas. Também é comandada por atributos específicos de cada grupo funcional, em que um substitui o outro através do mecanismo de facilitação (REES *et al.*, 2001; CHAZDON, 2008). A ocorrência destes eventos em níveis moderados de perturbação garante a diversidade florestal, pois, de acordo com a teoria do “Distúrbio Intermediário de Connell (1978)”, há a formação de um mosaico de habitats nos diferentes estágios de sucessão garantindo uma variedade de espécies características de uma sere sucessional. Caso o equilíbrio é atingido, um menor grau de diversidade é sustentado pelo nicho de diversificação ou mortalidade compensatória.

Outro importante fator que explica a diversidade nas florestas tropicais é a limitação ao recrutamento (HUBBEL *et al.*, 1999; HUBBEL, 2006), ou seja, a incapacidade das espécies em ocupar nichos disponíveis (MULLER-LANDAU, 2002). O recrutamento é dependente da chegada de sementes e sobrevivência da plântula, sendo este último fator considerado um grande determinante para a trajetória sucessional (CHAZDON, 2005). A chegada de sementes está ligada à densidade de adultos, fecundidade e dispersão (CLARK *et al.*, 1998), ao passo que o estabelecimento da plântula é dependente de sítios favoráveis, os quais propiciam processos de germinação e fornece recursos para o desenvolvimento da plântula (HARPER, 1977). As espécies são estabelecidas de acordo com suas habilidades de competição, ou seja, se uma espécie de um competidor superior está presente, limita o estabelecimento de outra menos competitiva. Esta, por sua vez, para poder se estabelecer, é necessário o investimento em uma produção grande de sementes, dispersão e colonização eficiente (TILMAN, 1994). Deste modo, alterações nos parâmetros de recrutamento produzem mudanças

substanciais na abundância e contribuem para a estrutura e dinâmica de uma floresta (RIBBENS *et al.*, 1992). Todos estes processos funcionam como filtros ambientais e contribuem para a definição da composição de espécies adultas de um ambiente, (HUBBEL, 2001; FATTORINI; HALLE, 2004) através da tolerância das espécies às condições abióticas de um local, interações positivas e negativas, diretas e indiretas entre a comunidade vegetal, interações diretas com outros organismos, além de fatores estocásticos (LORTIE *et al.* 2004).

Dados os efeitos da limitação ao recrutamento na dinâmica da sucessão ecológica, torna-se importante monitorar áreas de regeneração natural em diferentes idades através do acompanhamento da chegada de espécies e o estabelecimento destas nos sítios, bem como as barreiras que as impedem de realizar este processo.

OBJETIVO

Neste estudo, avaliaram-se a composição e estrutura de comunidades vegetais em uma série sucessional de Floresta Atlântica em Antonina, sul do Brasil. Através do estudo comparativo das comunidades formadas por sementes, plântulas, juvenis e adultos em florestas em cinco idades de regeneração natural, testou-se: 1) se a composição de espécies varia com o tempo de regeneração; 2) se as limitações à dispersão, emergência, estabelecimento e permanência variam ao longo da sucessão. A partir destas informações buscou-se identificar qual estágio ontogenético e em qual período da sucessão ocorrem mudanças na trajetória sucessional da Floresta Atlântica.

ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado na Reserva Natural Rio Cachoeira (Figura1) município de Antonina, litoral do estado do Paraná (25°19'15"S e 45°42'24"W). A reserva pertence à organização não-governamental Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental – SPVS e ocupa 8600 ha. Compreende trechos da Serra do Mar e de planície costeira, até a baía de Antonina e está inserida na Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba (FERRETI; BRITZ, 2006).

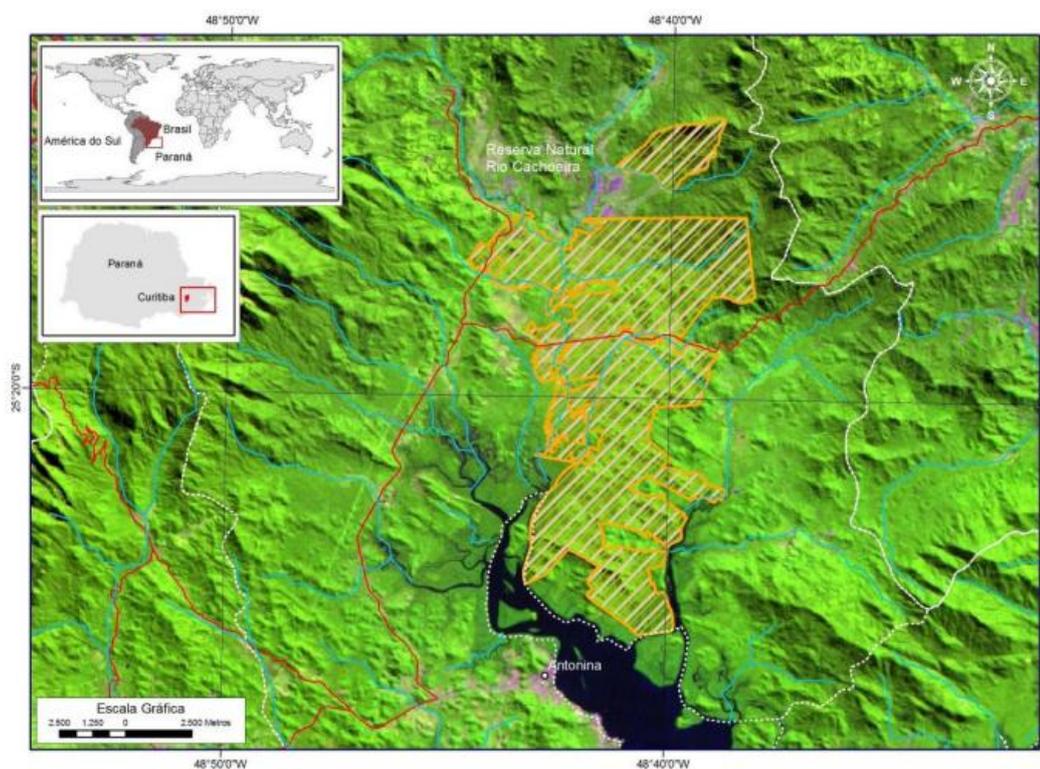


Figura 1: Localização da Reserva Natural do Rio Cachoeira em Antonina, litoral norte do Paraná. Fonte: BORG, 2010

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é considerado Af, chuvoso tropical, sempre úmido, com temperaturas médias de

21,1° C, sem estação seca e geadas pouco frequentes e precipitação anual de 2.500 a 3.000 mm, com maior intensidade nos meses de janeiro, fevereiro e março (IPARDES, 1991). Na reserva predominam Neossolos, Argissolos, Cambissolos e Gleissolos (FERRETTI e BRITZ 2005), mas o presente estudo foi realizado apenas em Gleissolo.

A economia nas proximidades da reserva baseia-se em pesca, cultivo de banana, arroz, gengibre, mandioca, hortaliças, dentre outras, além da pecuária, principalmente de búfalos asiáticos (SPVS/TNC, 2000). A vegetação predominante inclui Floresta Ombrófila Densa (F.O.D.) das Terras Baixas e F.O.D. Aluvial (que ocorrem na planície), F.O.D. Submontana e F.O.D. Montana que ocorrem nas encostas dos morros; Formações Pioneiras com Influência Flúvio-marinha (manguezais) e com Influência Fluvial (pântanos, várzeas e banhados de água doce), além de florestas secundárias regeneradas após o abandono da atividade pecuária. A reserva também apresenta áreas de restauração ecológica, que foram estabelecidas pela SPVS a partir de 2000, como parte de um projeto que visa o combate ao aquecimento global (FERRETTI; BRITZ, 2006).

Na década de 70, o grande incentivo à bubalinocultura no litoral norte do Paraná implicou na introdução de espécies exóticas invasoras (*Urochloa* sp.) para pastagens (FERRETTI; BRITZ, 2005), o que causou, em algumas áreas, uma regeneração natural pouco expressiva (CHEUNG *et al.*, 2010).

Para o presente estudo foram escolhidas áreas onde a vegetação foi suprimida e, posteriormente, abandonada em diferentes períodos de tempo (5, 8, 15, 30 e 50 anos). As áreas foram utilizadas para pastagem ou apenas

abandonadas após a extração de madeira (Figura 2). Os sítios estudados são envoltos por uma matriz florestal e são relativamente distantes entre si (~1000m).

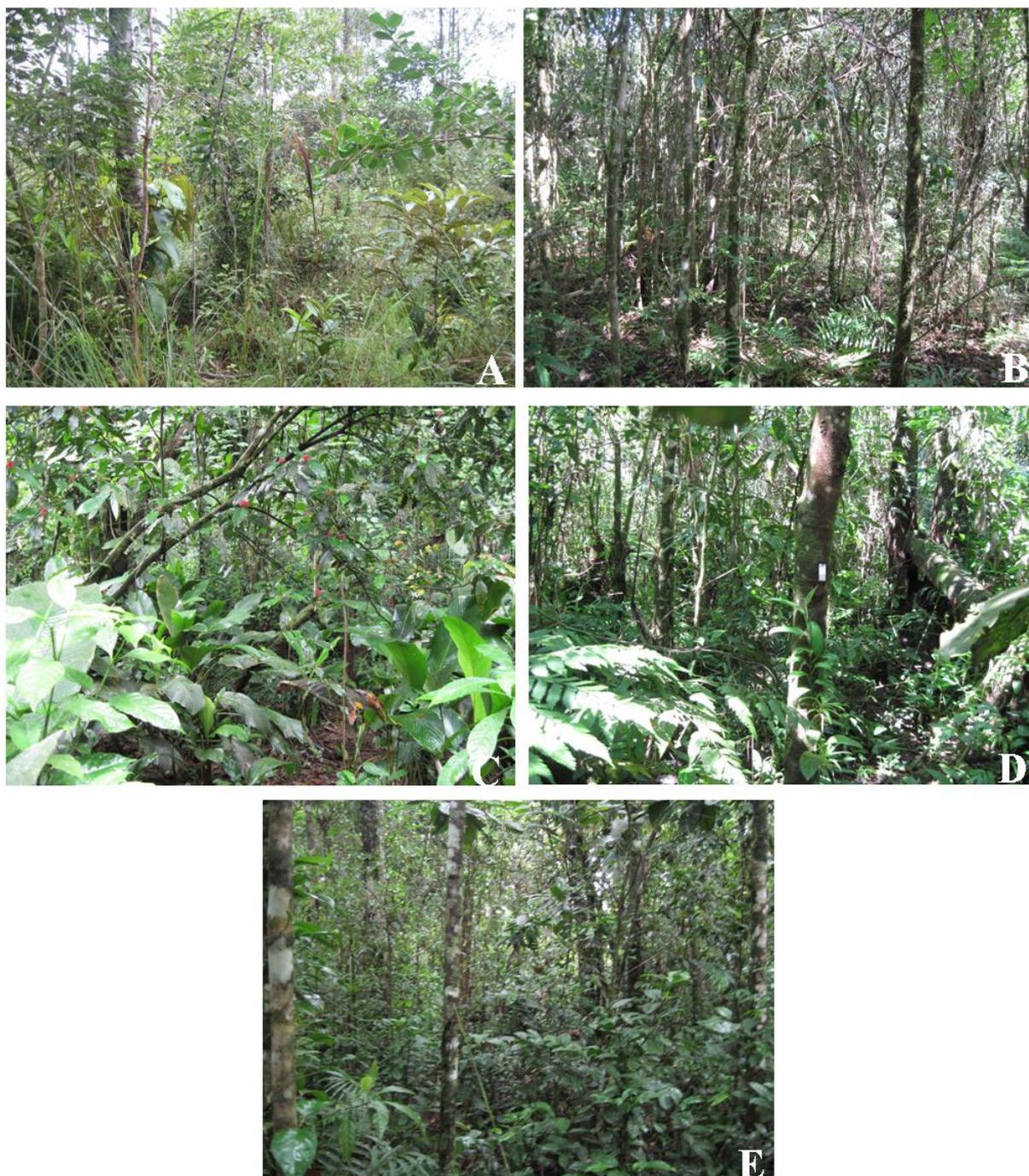


Figura 2: Áreas de regeneração natural da Floresta Atlântica no litoral do Paraná, em diferentes estádios sucessionais (A = 5 anos; B = 8 anos; C= 15 anos , D = 30 anos e E = 50 anos).

Os estágios iniciais (5 e 8 anos) são caracterizados pela ocorrência de vegetação arbustiva e arbórea, com predomínio de espécies pioneiras, tais como *Myrsine coriacea*, *Miconia cinerascens* var. *robusta*, *Mimosa bimucronata*, *Citharexylum mirianthum*, *Ossaea amygdaloides*, *Clidemia hirta*, *Leandra* spp., *Vernonia beirychii* e grande abundância de herbáceas e lianas. Além disso, alguns dos sítios ainda apresentam uma cobertura herbácea de gramíneas exóticas (Figura 2).

No estágio intermediário (15 anos) percebe-se a presença, além de pioneiras, espécies mais tardias, tais como *Psychotria nuda*, *Euterpe edulis*, *Casearia* sp., *Mollinedia* sp. e elevada abundância de lianas.

Os estágios avançados (30 e 50 anos) caracterizam-se por apresentar estratos mais nítidos entre dossel e sub-bosque e grande diversidade de espécies, principalmente das famílias Myrtaceae (*Marlierea* spp., *Eugenia* spp., *Psidium* sp., *Gomidesia* sp.), Lauraceae (*Ocotea* sp., *Nectandra* sp., *Endlicheria* sp.) e Rubiaceae (*Psychotria* sp., *Amaioua* sp.), além de espécies muito representativas como *Vochysia bifalcata*, *Pera glabrata* e *Hyeronima alchorneoides*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BERNACCI, L. C.; FRANCO, G. A. D. C.; ÀRBOCZ, G. F.; CATHARINO, E. L. M.; DURIGAN, G., METZGER, J. P. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). **Revista Instituto Florestal** 18: 121-166, 2006.

CLARK, J. S.; E. MACKLIN ; L. WOOD. Stages and spatial scales of recruitment limitation in southern Appalachian forests. **Ecological Monographs** 68: 213–235, 1998.

CHAZDON R. Chance and determinism in tropical forest succession. In: **Tropical forest community ecology** (Eds. W.P. Carson, S.A. Schnitzer). Wiley-Blackwell Publishing, Oxford, 384-408, 2008.

CHAZDON, R.L.; BRENES, A.R., ALVARADO, B.V. Effects of climate and stand age on annual tree dynamics in tropical second-growth rain forests. **Ecology** 86: 1808-1815, 2005

CLEMENTS, F.E. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. 512 p. **Carnegie Institution of Washington**, Washington, 1916.

CHEUNG K.C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M. Forest recovery in newly abandoned pastures in southern Brazil: implications for the Atlantic Rain Forest resilience. **Natureza & Conservação** 8:66-70, 2010.

CONNEL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist** 111: 1119-1144, 1977.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba** 15: 40-42, 1965.

EGLER, F.E. Vegetation science concepts. Inicial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. **Vegetatio** 4: 412-7, 1954.

FATTORINI, M.; Halle, S. 2004. The dynamic environmental filter model: how do filtering effects change in assembling communities after disturbance.: In: **Assembly rules and restoration ecology—bridging the gap between theory and practice** (Eds. V. M. Temperton, R. J.Hobbs, T.Nuttie, and S.Halle) Island Press, 96-114.

FERRETI, A. R; BRITZ, R. M. A restauração da Floresta Atlântica no litoral do estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. In: **Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso** (Eds. Galvão, A. P. M., Porfírio-da-Silva). Embrapa 87-102, 2005.

FERRETI, A. R.; BRITZ, R. M. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and

Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal for Nature Conservation**, 2006.

FAO (Food and Agriculture Organization). State of the world's forests. Forestry Department/FAO, Rome, 2005.

FINEGAN, B. Pattern and process in Neotropical secondary rain forests: The first 100 years of succession. **Trends in Ecology and Evolution** 11: 119-124. 1996.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. <www.sosmatatlantica.org.br> Acessado em 26 de Fevereiro de 2010.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2008-2010**. Relatório parcial, 2010.

GLEASON H. A. The individualistic concept of the plant association. **Bull Torrey Botanical Club** 53:7-26, 1926.

GLEASON, H. A. The structure and development of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club** 44: 463-481, 1917.

GROENEVELD, J.; ALVES, L. F.; BERNACCI, L. C.; CATHARINO, E. L. M; KNOGGE, C.; METZGER J.P.; PÜTZ, S.; HUTH, A. 2009. The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. **Ecological Modelling** 220: 2450–2459.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, 148: 185-206.

HARPER J.L. 1977. **Population Biology of Plants**. pp. 1–906. Academic Press, London.

HORN, H.S. The ecology of secondary succession. **Annual Review of Ecology and Systematics** 5: 25-37, 1974.

HUBBELL, S. P. Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. **Ecology** 87: 1387–1398, 2006.

HUBBELL, S.P. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography**. Princeton University Press, Princeton, NJ, 2001.

HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B.; O'BRIEN, S.; WECHSLER, B.; CONDIT, R.; HARMS, K.; WRIGHT, S. J.; LOO DE LAU, S.. Light gaps, recruitment limitation and tree diversity in a Neotropical forest. **Science** 283:554–557, 1999.

LORTIE, C.J.; BROOKER, R.W.; CHOLER, P.; KIKVIDZE, Z.; MICHALET, R.; PUGNAIRE, F.I.; CALLAWAY, R.M. Rethinking plant community theory. **Oikos** 107: 433-438, 2004

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**. 32: 786-792., 2000.

MULLER-LANDAU, H.C.; WRIGHT, S.J.; CALDERÓN, O.; HUBBELL, S.; FOSTER, R.B.. Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a tropical forest. In: **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. (eds. Levey, D.J.; Silva, W.R.; Galetti, M.), Wallingford, UK.. 35-53, 2002.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B., KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858. 2000.

NOBLE I.R.; SLATYER R.O. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. **Vegetatio** 43: 5-21, 1980.

REES M., CONDIT R., CRAWLEY M., PACALA S.; TILMAN D. Long-Term Studies of Vegetation Dynamics. **Science** 293(5530): 650 – 655; 2001.

RIBBENS, E.; JR, J. A.; PACALA, S. W. Seedling Recruitment in Forests : Calibrating Models to Predict Patterns of Tree Seedling Dispersion. **Ecology** 75: 1794-1806, 1994.

RIBEIRO , M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** 142: 1141–1153, 2009.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation** 91: 119-127, 1999.

TILMAN, D. Competition and Biodiversity in Spatially Structured Habitats. **Ecology** 75: 2-16, 1994.

.

CAPÍTULO I

Efeitos da limitação ao recrutamento sobre a trajetória sucessional da Floresta Atlântica

* Capítulo preparado de acordo com as normas da revista *Journal of Tropical Ecology*

Efeitos da limitação ao recrutamento sobre a trajetória sucessional da Floresta Atlântica

Fernanda F. C. Lima; Márcia C. M. Marques

Resumo

A limitação ao recrutamento, ou seja, a incapacidade de uma espécie em ocupar nichos disponíveis, é um dos fatores que mais contribuem para a diversidade das florestas tropicais. Após uma perturbação, a contribuição relativa da limitação, nos diferentes estádios de desenvolvimento de uma planta, deve determinar a trajetória sucessional e a resiliência da floresta. Neste estudo, monitoramos a chuva de sementes, banco de plântulas e as comunidades de juvenis e adultos (espécies de árvores e arbustos) em áreas florestais sucessionais de Floresta Atlântica, no sul do Brasil. Através da análise comparativa de áreas em cinco idades distintas, objetivamos identificar de que forma as limitações à dispersão de sementes, à emergência de plântulas, ao estabelecimento de juvenis e à permanência de adultos influenciam na composição, diversidade e abundância da comunidade florestal. Em 12 meses de estudo, foram amostrados 14008 sementes (59 morfoespécies), 288 plântulas (45 morfoespécies), 498 juvenis (79 morfoespécies) e 1038 adultos (115 morfoespécies), distribuídos em um total de 252 morfoespécies. Houve incremento de riqueza de espécies ao longo da sucessão, com mudanças nítidas na composição para os quatro estádios (semente, plântula, juvenil e adulto). Os grupos de espécies não pioneiras e de sementes grandes foram mais limitados no início da sucessão enquanto que os grupos de pioneiras e sementes pequenas não apresentaram padrões específicos. Os resultados mostraram que mudanças na composição e riqueza de espécies com o decorrer do tempo estão associadas à limitação ao recrutamento em múltiplos estádios da planta. As diferenças marcantes na composição de espécies na fase de plântula indicam que a limitação à emergência é o principal filtro para direcionar a trajetória sucessional nestas áreas.

Palavras-chave: chuva de sementes; emergência de plântulas; grupo sucessional; dispersão

Introdução

Limitação ao recrutamento, ou seja, a incapacidade de uma espécie em ocupar nichos disponíveis (Muller-Landau 2002) é um dos fatores que mais contribuem para a estruturação da comunidade (Hubbel *et al.* 1999, 2006). Esta limitação se dá por fatores ligados à dispersão, os quais dependem da quantidade, qualidade e disponibilidade de propágulos (Clark *et al.* 1998) e daqueles fatores pós-dispersão, associados à predação das sementes e à existência de microsítios favoráveis à emergência e ao estabelecimento da plântula (Tilman 1994; Calviño-Cancela 2007; Norden *et al.* 2009). Deste modo, a chegada de sementes, juntamente com a emergência de plântulas é um período crítico no ciclo de vida das plantas (Harper 1977) e pode atuar como filtro na sucessão florestal (Barboza & Pizo 2006), pois são de grande importância para o recrutamento (Eriksson 1989; Eriksson & Ehrlén 1992; Münzbergová & Herben 2005, Guo *et al.* 2011). Portanto, a limitação ao recrutamento atua em múltiplas fases do desenvolvimento de uma planta e tem efeitos diretos na composição e diversidade das florestas tropicais (Hurt & Pacala 1995; Hubbel *et al.* 1999), ao longo de uma série sucessional (Grubb 1977; Swaine & Whitmore 1988; Franklin & Rey 2007) .

Quando uma área florestal sofre um distúrbio, há uma mudança na disponibilidade de recursos no ecossistema (Guariguata & Ostertag 2001), o que deve afetar a limitação ao recrutamento. Por exemplo, numa paisagem fragmentada, as maiores distâncias entre os fragmentos florestais poderão alterar o transporte de diásporos pela fauna (Tucker & Marphy 1997; White *et al.* 2004;

Bataglia *et al.* 2007; Tokuoka *et al.* 2011), limitando a dispersão. Paralelamente a isso, as altas taxas de predação de sementes (Holl *et al.* 2000), a presença de espécies exóticas (Holl & Cairns 2002) e as mudanças nas características do ambiente (Harper *et al.* 2005) devem influenciar diretamente na emergência e estabelecimento de plântulas, limitando o recrutamento (Uriarte *et al.* 2010). Portanto, num cenário atual de grande fragmentação das florestas tropicais (Amelung & Duhl 1992; Fearnside 1993), a limitação ao recrutamento pode ser severamente alterada de sua condição original, influenciando de maneira decisiva na manutenção das comunidades florestais.

A trajetória sucessional, ou seja, a direção que as mudanças estruturais da comunidade florestal tomam após um distúrbio, é uma medida indireta do seu grau de resiliência (Lavorel *et al.* 1998). Em uma floresta secundária mudanças na riqueza e diversidade de espécies ao longo do tempo, bem como dos grupos ecológicos são importantes ferramentas para verificar o sucesso da regeneração de uma floresta (Chazdon *et al.* 2007; Holz *et al.* 2009). Portanto, monitorar o comportamento da limitação ao recrutamento através da limitação à dispersão de sementes, emergência de plântulas e estabelecimento de juvenis, assim como a permanência de adultos em uma série sucessional contribui para o conhecimento da trajetória da comunidade nestes novos ecossistemas, para medir sua resiliência, assim como para a conservação e manejo de florestas secundárias.

No presente estudo analisamos a limitação à dispersão de sementes, à emergência de plântulas, ao estabelecimento de juvenis e à permanência de adultos em florestas sucessionais (5, 8, 15, 30 e 50 anos após o distúrbio) na Floresta Atlântica do sul do Brasil, visando compreender de que forma a limitação

direciona a trajetória sucessional. Comparamos a limitação de diferentes grupos sucessionais (pioneiras e não pioneiras) e tamanhos de sementes, buscando testar as seguintes hipóteses: (1) a composição de espécies e a estrutura da comunidade variam em um gradiente sucessional, sendo a riqueza e abundância maiores em áreas com idades mais avançadas; (2) limitações à dispersão, emergência, estabelecimento e permanência variam de acordo com o grupo sucessional, sendo maiores para espécies não-pioneiras no início da sucessão e para pioneiras em estádios mais avançados; (3) as limitações à dispersão, emergência, estabelecimento e permanência variam de acordo com o tamanho da semente, sendo as espécies com sementes maiores mais limitadas em estádios iniciais da sucessão, enquanto que aquelas com sementes menores em estádios finais.

Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em áreas de Floresta Atlântica, em domínios de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e Aluvial, na Reserva Natural do Rio Cachoeira (RNRC), pertencente à Organização Não Governamental Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS), no município de Antonina, Paraná, Brasil (25°19'15"S e 45°42'24"W). Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Af, chuvoso tropical, sempre úmido, com temperaturas médias de 21,1 °C, ausência de estação seca, geadas pouco frequentes e precipitação anual entre 2.500 a 3.000 mm (IPARDES 1991). Os

solos predominantes são Neossolos, Argissolos, Cambissolos e Gleiossolos (Ferreti & Britez 2005).

Na reserva, parte de áreas florestais foram convertidas em pastagens para búfalos asiáticos, através do corte raso com remoção de raízes e caules remanescentes e introdução de espécies de pastagem africana do gênero *Urochloa* (Poaceae). Posteriormente, estas áreas foram abandonadas em diferentes épocas, o que resultou na regeneração natural da floresta (Ferreti & Britez, 2006). Também algumas áreas florestais foram perturbadas para fins de extração de madeira e, após a transformação em área de preservação, foram restabelecidas através da sucessão ecológica. A maioria destes ambientes de regeneração encontra-se em processo de sucessão, no entanto, há algumas áreas em que a presença de gramíneas exóticas invasoras dificulta este processo.

Para o presente estudo foram escolhidas áreas onde a vegetação foi suprimida e, posteriormente, abandonada em diferentes períodos de tempo (5, 8, 15, 30 e 50 anos). As áreas foram utilizadas para pastagem ou apenas abandonadas após a extração de madeira e são envoltas por uma matriz florestal.

Os sítios são relativamente distantes entre si (~1000m) e apresentam uma fisionomia distinta. Os estádios iniciais (5 e 8 anos) são caracterizados pela ocorrência de vegetação arbustiva (Melastomataceae e Asteraceae) e arbórea, mas com grande abundância de herbáceas e lianas e de pastagem nos estratos inferiores. No estágio intermediário (15 anos) percebe-se a presença predominante de árvores, mas ainda elevada abundância de lianas. O estágio

avançado (30 e 50 anos) apresenta estratos mais definidos, ausência de lianas e maior riqueza de espécies.

Delineamento experimental

Foram estabelecidas três parcelas circulares com raio de 14 m (0,062 ha) em cada idade de floresta (5, 8, 15, 30 e 50 anos), totalizando 15 parcelas (0,93 ha). Para a avaliação do estrato formado por indivíduos adultos, foram amostrados todos os indivíduos arbóreos e arbustivos com diâmetro à altura do peito (DAP) \geq 5 cm e altura maior que 1,30 m. Uma parcela menor, com 4 m de raio, foi estabelecida no centro da parcela maior, para a amostragem de indivíduos juvenis (DAP < 5 cm; altura > 1,30 m).

Cada parcela de 14m de raio foi dividida em quatro quadrantes e, no centro de dois destes, foi instalado um coletor de PVC (diâmetro = 58 cm, altura = 70 cm) e tela de nylon (1 mm) com o objetivo de análise da chuva de sementes. Durante 12 meses (novembro de 2010 a outubro de 2011) foram feitas coletas mensais de material dos coletores, o qual foi levado a laboratório, acondicionado em estufa de secagem e triado, considerando apenas propágulos viáveis. Ao lado de cada coletor, foi instalada uma parcela menor de 1 x 1 m para estudo da emergência de plântulas (indivíduos com $0,05\text{m} < \text{altura} < 0,5\text{m}$). Nestas parcelas, também por um período de 12 meses, foram amostradas mensalmente todas as plântulas, marcando-se com uma plaqueta numerada e anotando-se a espécie. Também foram amostradas as plântulas já existentes na parcela anteriormente a fim de verificar o efeito acumulado das espécies assim como na comunidade de juvenis e adultos. No final do experimento, todas as plântulas foram coletadas e levadas ao laboratório para confirmação da identificação.

A identificação foi feita até o menor nível possível, através da comparação com coleção de referência do Laboratório de Ecologia Vegetal da UFPR (sementes e plântulas) e com material dos herbários do Museu Botânico Municipal de Curitiba (MBM) e do Departamento de Botânica (UPCB). Após a determinação, as espécies foram classificadas em grupos sucessionais (pioneiras e não-pioneiras) segundo Swaine & Whitmore (1988) e em categorias de tamanho da semente (Pequena = 1– 4 mm; Média= 5 – 8 mm e Grande = > 8 mm).

Análises

A riqueza e abundância médias de sementes, plântulas, juvenis e adultos foram comparadas entre as 5 classes de idade (5, 8, 15, 30 e 50 anos) através de uma análise de variância (ANOVA) e Teste Tukey *a posteriori*, para comparação das médias ($\alpha = 0,05$).

Para avaliar os padrões de composição de espécies entre os sítios realizou-se uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), com medida de similaridade de Bray Curtis, e em seguida um teste de Mantel ($\alpha = 0,05$) para obter a correlação entre a composição de espécies de cada estágio (sementes, plântulas, juvenis e adultos) e a idade.

Foram também realizadas medidas de limitação à dispersão de sementes, limitação à emergência de plântulas, limitação ao estabelecimento (juvenis) e limitação à permanência (adultos) para todas as espécies com abundância total ≤ 2 indivíduos (47% das morfoespécies). O conceito de limitação refere-se à falha de uma determinada espécie em ocupar todos os nichos disponíveis e é uma medida inversa à frequência da mesma num determinado local. Portanto, as

limitações foram definidas para cada espécie *i* e em cada floresta (5, 8, 15, 30 e 50 anos), da seguinte maneira (adaptado de Müller-Landau *et al.* 2002):

Limitação à dispersão: $1 - (\text{número de sítios com sementes da espécie } i / \text{número total de sítios})$

Limitação à emergência: $1 - (\text{número de sítios com plântulas da espécie } i / \text{número total de sítios})$

Limitação ao estabelecimento: $1 - (\text{número de sítios com juvenis da espécie } i / \text{número total de sítios})$

Limitação à permanência: $1 - (\text{número de sítios com adultos da espécie } i / \text{número total de sítios})$

O cálculo das limitações das espécies foi realizado para cada idade considerando grupos ecológicos (sucessionais e de tamanho de sementes). Para comparação da limitação nas séries sucessionais foi realizada uma análise de regressão linear ($\alpha = 0,05$) entre idade e limitação em cada estágio de desenvolvimento, por grupo ecológico.

Resultados

Durante os 12 meses, foram amostrados 14008 sementes (59 morfoespécies), 288 plântulas (45 morfoespécies), 498 juvenis (79 morfoespécies) e 1038 adultos (115 morfoespécies) num total de 252 morfoespécies (Anexo 1). Entre as espécies consideradas para o cálculo de limitação ao recrutamento (165), prevaleceu o grupo ecológico das não- pioneiras (76%) e espécies com sementes grandes e pequenas (42% e 40%

respectivamente) (Anexo 1). Considerando todos os tratamentos, as famílias com maior número de espécies foram (Anexo 1) Myrtaceae (28), Rubiaceae (20), Fabaceae e Melastomataceae (16) .

Para sementes, a abundância não diferiu entre as áreas ($F = 0,73$; $P > 0,05$), enquanto que a riqueza de sementes apresentou diferença ($F = 9,5$; $P < 0,05$), sendo os sítios de 15 anos com maior número de espécies que os demais (Tukey, $P < 0,05$) (Figura 1A, 1B) . Para plântulas, não houve diferenças quanto à abundância e riqueza ao longo do tempo ($F = 2,45$; $0,29$, respectivamente, $P > 0,05$), mas uma tendência a aumentar a riqueza e diminuir a abundância (Figura 1C, 1D). Para os juvenis, foram distintas a riqueza ($F = 12,2$; $P < 0,05$) e a abundância ($F = 9,45$; $P < 0,05$) entre as idades, exceto 30 e 50 anos, as quais apresentaram-se mais ricas e abundantes (Tukey, $P < 0,05$) ((Figura 1E, 1F). Já para adultos a abundância não diferiu entre os sítios, somente na riqueza ($F = 22,5$; $P < 0,05$), com a idade de 50 anos com o maior número de espécies (Figura 1G, 1H).

A composição de espécies variou conforme a idade da floresta para todos os estádios, porém, em diferentes proporções (Tabela 1). Quando analisados par a par, houve maior correlação entre a composição de adultos e juvenis ($r = 0,84$), seguida de adultos e sementes ($r = 0,55$), enquanto que entre sementes e plântulas ocorreu baixa correlação em suas composições ($r = 0,23$; $r = 0,20$, respectivamente) (Tabela 2).

Quando o padrão da distribuição da composição de espécies foi analisado separadamente em cada estádio (Figura 2), a distribuição de espécies de juvenis e adultos apresentou o mesmo padrão de distribuição, com três grupos de

florestas: iniciais (5 e 8 anos), intermediária (15 anos) e avançadas (30 e 50 anos). Entretanto, para sementes e plântulas, não houve um agrupamento nítido entre as idades (Figura 2A, 2B).

Entre grupos sucessionais, as espécies não-pioneiras foram mais limitadas a dispersão, emergência, estabelecimento e permanência no início da sucessão ($r^2 = 0,02$, $F = 7,97$ $P < 0,05$; $r^2 = 0,02$, $F = 9,74$, $P < 0,05$; $r^2 = 0,15$, $F = 62,4$, $P < 0,05$; $r^2 = 0,12$ $F = 48,7$ $P < 0,05$; respectivamente), enquanto que para pioneiras não apresentou um padrão distinto ($p > 0,05$) (Tabela 2).

Para limitação de acordo com o tamanho da semente espécies com sementes grandes foram as que mais responderam à sucessão, apresentando maior limitação à dispersão ($r^2 = 0,89$ $F = 34,8$ $P < 0,05$), ao estabelecimento ($r^2 = 0,77$ $F = 14,7$ $P < 0,05$) e à permanência ($r^2 = 0,95$ $F = 79$; $P < 0,05$) no início da sucessão, seguida de espécies com sementes médias para limitação ao estabelecimento ($r^2 = 0,7$ $F = 10,4$ $P < 0,05$). Entretanto, para limitação à emergência nenhum dos tamanhos de sementes mostrou relação com a idade ($p < 0,05$).

Discussão

A análise comparativa de florestas sucessionais em idades distintas na Floresta Atlântica do sul do Brasil mostrou uma nítida mudança na composição e riqueza de espécies com o decorrer do tempo para os quatro estádios da planta (semente, plântula, juvenil e adulto), que está associada às mudanças na limitação ao recrutamento ao longo da sucessão. As diferenças marcantes na composição de espécies na fase de plântula indicam que a limitação à

emergência é o principal filtro para direcionar a trajetória sucessional e composição da floresta adulta.

Riqueza, abundância e composição de espécies durante a sucessão: O aumento no padrão da riqueza de semente com a idade evidencia a ocorrência de sucessão nos sítios, reflexo de estrutura florestal mais estratificada com o passar do tempo, a qual favorece a circulação de uma maior diversidade de dispersores (Cramer *et al.* 2007; Lehouc *et al.* 2009), que por sua vez contribuem com o incremento da diversidade de plantas destas áreas, fazendo com que haja um processo de retroalimentação (Martínez-Garza 2011). O pico de riqueza de sementes na idade de 15 anos e um decréscimo subsequente pode ser devido a esta idade ser composta por mais grupos sucessionais, além de pioneiras, e algumas espécies começarem seu processo de frutificação nesta idade, ofertando maior disponibilidade de propágulos no ambiente e, quando estas florestas atingem aproximadamente 50 anos de idade geralmente inicia-se a morte de algumas espécies pioneiras (Budowski 1965) o que pode ter provocado um declínio na riqueza (Del Castillo & Pérez-Ríos 2008). Em se tratando de abundância de sementes, as áreas receberam a mesma quantidade de propágulos, independente da idade, exceto as florestas de 8 anos, as quais apresentaram uma abundância discrepante, por conta da alta produção de sementes de arbustos pioneiros de Melastomataceae (*Clidemia hirta*, *Leandra australis*, *Ossaea amygdaloides*; *Miconia cinerascens* var. *robusta*). Estas espécies são importantes para as áreas sucessionais iniciais (De Walt *et al.* 2004, Campos 2010) pois são espécies de dispersão zoocórica e podem servir como facilitadoras para o recrutamento de outras espécies (Campos 2010), contribuindo

assim, para a dinâmica florestal (Howe & Smallwood 1982; Hardesty & Parker 2002, Leitão *et al.* 2010).

A tendência de aumento da riqueza da comunidade de plântulas ao longo da sucessão pode ser devido a mudanças na estrutura da floresta, a qual permite variações no microclima florestal (Montgomery & Chazdon 2001; Lebrija-Trejos *et al.* 2011), na disponibilidade de propágulos e aumento de interações (Guariguata & Ostertag 2000; Quesada *et al.* 2009), e contribui, assim para a formação de um ambiente mais heterogêneo, o qual contempla um conjunto maior de nichos de regeneração (Grubb 1977) e favorece a germinação de diferentes espécies. Entretanto, a alta taxa de germinação de poucas espécies, tais como *Myrsine coriacea* na área de 5 anos e *Miconia cinerascens* na de 8 anos permitiu uma maior abundância nas idades iniciais. Estas espécies produzem altas quantidades de sementes e possuem grande taxa de emergência (observação pessoal), sendo muito importantes para colonização de estágios iniciais (Shorn & Galvão 2009, Cheung *et al.* 2009).

As mudanças nas condições bióticas e abióticas na floresta também podem ter proporcionado o estabelecimento de mais espécies e indivíduos juvenis ao longo da sucessão, principalmente em idade mais avançadas (30 e 50 anos). Este acúmulo de espécies enquanto comunidade juvenil é importante na constituição de uma floresta, pois representa as espécies em potencial para substituir a comunidade adulta na dinâmica florestal, pois já passaram por filtros bióticos e ambientais locais enquanto plântulas e estão mais aptas a permanecerem no ambiente (Collins & Carson 2004).

Assim como houve modificações nos diferentes estádios da planta ao longo de uma cronossequência, reflexo da comunidade adulta, esta também atingiu uma maior riqueza de espécies arbóreas e arbustivas com o passar do tempo devido ao recrutamento de sementes, plântulas e juvenis ali estabelecidos. Com isso nota-se certa dependência entre os estádios ontogenéticos durante a sucessão florestal.

Em se tratando de composição de espécies, cada estágio compõe um grupo característico para cada idade, exceto a comunidade de sementes, a qual não é necessariamente oriunda do estágio sucessional onde foi dispersa, devido à baixa correlação encontrada entre sementes e idade. Com isso, tendo em vista que os sítios estão inseridos em matriz florestal, parece haver um favorecimento da dispersão nestes ambientes, fazendo com que os propágulos alcancem diversos sítios (Jesus *et al.* 2012).

Entretanto, nem todos os propágulos que chegam aos sítios germinam dada a baixa correlação entre sementes e plântulas, o que evidencia uma limitação à emergência de plântulas nas áreas e estabelece um possível filtro na composição de espécies dos próximos estádios, fazendo com que haja modificação no padrão de espécies destes. Esta limitação pode estar relacionada ao micro sítio, fator muito importante para a emergência e recrutamento (Cabin *et al.* 2002; Bailey *et al.* 2012), além de competição interespecífica.

Em relação a uma série sucessional, o padrão de agrupamento de espécies diferenciado da idade de 15 anos para todos os estádios pode estar relacionado, primeiramente, a uma maior homogeneidade entre os sítios nestas condições e também a atributos específicos desta idade. A nítida diferenciação no

agrupamento de espécies relativamente em três conjuntos também evidencia o desenvolvimento da sucessão nas áreas estudadas, pois demonstra uma dinâmica na colonização de espécies ao longo do tempo (Chazdon 2008).

Limitação ao recrutamento: Uma maior limitação ao recrutamento para espécies não-pioneiras no início da sucessão indica uma carência de chegada de propágulos deste grupo neste estágio sucessional e, caso ocorra dispersão, de ambientes favoráveis à emergência, estabelecimento e permanência. Geralmente as espécies não-pioneiras são mais limitadas em ambientes alterados ou mais abertos, como nas seres sucessionais iniciais, devido à uma menor circulação de dispersores nestes locais (Franklin & Rey 2007), à distância de indivíduos adultos como fonte e microclima não propício para germinação e estabelecimento (Flores *et al.* 2006).

Ao contrário das espécies não-pioneiras, a ausência de um padrão sucessional para espécies pioneiras pode ser devido a todas as florestas estudadas serem relativamente jovens, com parcial fechamento do dossel, mesmo aquelas de 30 e 50 anos, propiciando assim a chegada e recrutamento de espécies pioneiras (Martini & dos Santos 2007) em todas as idades.

Em se tratando de tamanho da semente, uma menor limitação à dispersão, estabelecimento e permanência para espécies de sementes grandes em idades mais avançadas demonstra que este grupo possui maior habilidade competitiva no estabelecimento em ambientes mais estáveis (Harper 1977, Coomes & Grubb 2003), além de menor dependência de fatores externos para germinação (tais como luminosidade) e maior resistência à dessecação da semente (Milberg *et al.* 2000). Por outro lado, espécies de sementes pequenas

não apresentaram uma tendência ao longo da sucessão. Este grupo de espécies possui uma distribuição mais ampla que espécies de sementes grandes, pois são produzidas em grande número e possuem grande mobilidade na dispersão (Khurana *et al.* 2006).

Estas mudanças na composição, riqueza e abundância de espécies em todos os estádios ontogenéticos da planta ao longo do tempo promovem uma dinâmica na estrutura florestal e, através de filtros bióticos, como a emergência de plântulas, e limitações à dispersão, emergência, estabelecimento e permanência contribuem para garantir a diversidade da Floresta Atlântica.

Literatura citada

AMELUNG T. & DIEHL, M. 1992. *Deforestation of Tropical Rain Forests: Economic Causes and Impact on Development*. in: Mohr, J. C. B., Tübingen, Germany.

BAILEY, T.G., DAVIDSON, N.J. & CLOSE, D.C. 2012. Understanding the regeneration niche: Microsite attributes and recruitment of eucalypts in dry forests. *Forest Ecology and Management* 269: 229–238.

BARBOSA, C. & PIZO, M. A. 2006. Seed Rain and Seed Limitation in a Planted Gallery Forest in Brazil. *Restoration Ecology* 14: 504-515.

BATTAGLIA, L.L., PRICHETT, D.W. & MICHIN, P.R. 2007. Evaluating Dispersal Limitation in Passive Bottomland Forest Restoration. *Restoration Ecology* 16: 417-424.

BUDOWSKI, G. 1965. Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional processes. *Turrialba* 15: 40-42.

CABIN, R.J., WELLER, S.G., LORENCE, D.H., CORDELL, S. & HADWAY, L.J. 2002. Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. *Biological Conservation* 104: 181–190.

CALVIÑO-CANCELA, M. 2007. Seed and microsite limitations of recruitment and the impacts of post-dispersal seed predation at the within population level. *Plant Ecology* 192: 35-44.

CAMPOS, P. R. 2010. *Espécies lenhosas pioneiras apresentam diferentes potenciais de facilitação da regeneração natural em pastagens abandonadas?* Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná.

CHAZDON R. 2008. Chance and determinism in tropical forest succession. pp. 384–408 in Carson, W.P., Schnitzer, S.A. (ed.) *Tropical forest community ecology*. Wiley-Blackwell Publishing, Oxford.

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G, VAN BREUGEL, M., MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS F. & FINEGAN, E B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of Royal Society B* 362: 273-289.

CHEUNG K.C., LIEBSCH D., MARQUES, M.C.M. 2010. Forest recovery in newly abandoned pastures in southern Brazil: implications for the Atlantic rain forest resilience. *Natureza & Conservação* 8:66-70.

CLARK, J. S.; MACKLIN, E., WOOD, L. 1998. Stages and spatial scales of recruitment limitation in southern Appalachian forests. *Ecological Monographs* 68: 213–235.

COLLINS, R.J. & CARSON, W.P. 2004. The effects of environment and life stage on *Quercus* abundance in the eastern deciduous forest, USA: are sapling densities most responsive to environmental gradients? *Forest Ecology and Management* 201: 241–258.

COOMES, D. A., & GRUBB, P. J. 2003. Colonization, tolerance, competition and seed-size variation within functional groups. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 283-291.

CRAMER, J.M., MESQUITA, R.C.G., BENTOS, T.V., MOSER B. & WILLIAMSON, G.B. 2007. Forest fragmentation reduces seed dispersal of *Duckeodendron cestroides*, a Central Amazon endemic. *Biotropica* 39: 709-718.

DEL CASTILLO R. F. & PÉREZ-RÍOS, M. A. 2008. Changes in seed rain during secondary succession in a tropical montane cloud forest region in Oaxaca, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 24:433–444.

DE WALT, S.J., MALIAKAL, S.K. & DENSLOW, J.S. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182: 139-151.

ERIKSSON O. 1989. Seedling dynamics and life histories in clonal plants. *Oikos* 55: 231-238.

ERIKSSON, O. & EHRL, J. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia* 91: 360-364.

FEARNSIDE, P.M. 1993. Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure. *Ambio* 22: 537-545

FERRETI, A. R & BRITEZ, R. M.. 2005. A restauração da Floresta Atlântica no litoral do estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. Pp. 87-102 in Galvão, A. P. M. & Porfírio-da-Silva (ed.) *Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso*. Embrapa.

FERRETI, A. R; BRITEZ, R. M.. 2006. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. *Journal for Nature Conservation* (in press).

OLIVIER FLORES, O., GOURLET-FLEURY,S. & PICARD, N. 2006. Local disturbance, forest structure and dispersal effects on sapling distribution of light-demanding and shade-tolerant species in a French Guianian forest. *Acta Oecologica* 29: 141-154.

FRANKLIN, J. & REY, S. J. 2007. Spatial patterns of tropical forest trees in Western Polynesia suggest recruitment limitations during secondary succession. *Journal of Tropical Ecology* 23: 1-12.

GRUBB, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review* 52: 107–145.

GUARIGUATA, M.R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.

GUO, H.; WANG, X. A.; ZHU, Z. H.; S. X. & WANG; GUO, J. C. 2011. Seed and microsite limitation for seedling recruitment. *New Forests* 41: 127-137.

HARDESTY, B. D. & PARKER, V. T. 2002. Community seed rain patterns and a comparison to adult community structure in a West African tropical forest. *Plant Ecology* 164: 49-64.

HARPER J.L. 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press, London. 906 pp.

HARPER, K.A., MACDONALD, S.E., BURTON, P.J., CHEN, J., BROSOFSKE, K.D., SAUNDERS, S.C., EUSKIRCHEN, E.S., ROBERTS, D., JAITEH, M.S. & ESSEEN, P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19, 768–782.

HOLL, K.D. & CAIRNS Jr., J. 2002. Monitoring ecological restoration. Pp. 411–432 in Perrow, M.R. & Davy, A.J. (ed.) *Handbook of Ecological Restoration*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

HOWE, H. E. & SMALLWOOD, E. J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Ecology* 13: 201-228.

HUBBELL S. P. 2006. Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. *Ecology* 6: 1387-1398.

HUBBELL, S. P., FOSTER, R. B., O'BRIEN, S., WECHSLER, B., CONDIT, R.; HARMS, K., WRIGHT, S. J., LOO DE LAU, S. 1999. Light gaps, recruitment limitation and tree diversity in a Neotropical forest. *Science* 283:554–557.

HURTT, G. C. & PACALA, S. W. 1995. The consequences of recruitment limitation: reconciling chance, history and competitive differences between plants. *Journal of Theoretical Biology* 176: 1-12.

JESUS, F.M., PIVENELLO, V.R., MEIRELLES, S T., FRANCO, G A.D.C. & METZGER, J.P. 2012. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. *Journal of Vegetation Science*.

KHURANA, E., SAGAR, R. & SINGH, J.S. 2006. Seed size: a key trait determining species distribution and diversity of dry tropical forest in northern India. *Acta Oecologica* 29: 196 – 204.

LEBRIJA-TREJOS, E., PÉREZ-GARCÍA, E. A., MEAVE, J.A., POORTER, L. & BONGERS, F. 2011. Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 27:477–489.

LAVOREL, S. I., TOUZARD B., CLEMENT, B. 1998. Identifying functional groups for response to disturbance in an abandoned pasture. *Acta Oecologica* 19: 227-240.

LEHOUCK, V., SPANHOVE T., GONSAMO A., CORDEIRO N. & LENS. L. 2008. Spatial and temporal effects on recruitment of an Afrotropical forest tree in a threatened fragmented ecosystem. *Biological Conservation* 142 : 518–528

LEITÃO F. H. M., MARQUES, M. C. M. & E. CECCON. 2010. Young restored forests increase seedling recruitment in abandoned pastures in the Southern Atlantic rainforest. *Revista de Biología Tropical* 58: 1271-1282.

MARTINI, A.M.Z. & DOS SANTOS, F.A.M. 2007. Effects of distinct types of disturbance on seed rain in the Atlantic forest of NE Brazil. *Plant Ecology* 190:81–95.

MARTÍNEZ-GARZA, C.; OSORIO-BERISTAIN, M., VALENZUELA-GALVÁN, D. & NICOLÁS-MEDINA, N. 2011. Intra and inter-annual variation in seed rain in a secondary dry tropical forest excluded from chronic disturbance. *Forest Ecology and Management* 262: 2207–2218.

MILBERG, P., ANDERSSON L. & THOMPSON, K. 2000. Large-seeded species are less dependent on light for germination than small-seeded ones *Seed Science Research* 10, 99–104

- MONTGOMERY, R.A. & CHAZDON, R.L. 2001. Forest structure, canopy architecture, and light transmittance in tropical wet forests. *Ecology* 82: 2707-2718.
- MULLER-LANDAU, H.C., WRIGHT, S.J.; CALDERÓN, O.; HUBBELL, S. & FOSTER, R.B. 2002. Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a tropical forest. Pp. 35-53 in Levey, D.J.; Galetti, W.R., & Silva, M. (ed.). *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. Wallingford, UK.
- MÜNZBERGOVÁ, Z. & HERBEN, T.. 2005. Seed , dispersal , microsite , habitat and recruitment limitation: identification of terms and concepts in studies of limitations. *Journal of Vegetation Science* 145: 1-8.
- NORDEN, N., CHAVE J., BELMENOIT, P., CAUBÈRE, A., CHÂTELET P. & THÉBAUD C. 2009. The relationship between seed mass and mean time to germination for 14 tree species across five tropical forests. *Journal of Ecology* 97: 203-210.
- SWAINE MD & WHITMORE, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75: 81–86.
- SCHORN, L.A. & GALVÃO, F. 2009. Dinâmica do estrato arbóreo em três estádios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. *Cerne*: 15: 221-225.
- TILMAN, D. 2007. Competition and Biodiversity in Spatially Structured Habitats. *Ecology* 75: 2-16.
- TOKUOKA, Y. & OHIGASHI, K. 2011. Limitations on tree seedling establishment across ecotones between abandoned fields and adjacent broad-leaved forests in eastern Japan. *Plant Ecology* 212: 923-944.
- TUCKER, N.I..J. & MURPHY, T.M. 1997. The effects of ecological rehabilitation on vegetation recruitment : some observations from the Wet Tropics of North Queensland. *Forest Ecology and Management* 99: 133-152.
- WRIGHT, S J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130: 1-14.

Tabelas

Tabela 1: Correlação de Mantel (r) entre a composição de espécies e idade em áreas de regeneração natural no litoral do Paraná, Brasil. ($*P < 0,05$; $**P < 0,01$; $***P < 0,001$).

	Semente	Plântula	Juvenil	Idade
Semente				0,23*
Plântula	0,20*			0,47***
Juvenil	0,43***	0,42***		0,42***
Adulto	0,55***	0,49***	0,84***	0,56***

Tabela 2: Relação entre idade da regeneração natural e limitação à dispersão, à emergência, estabelecimento e permanência de acordo com grupos sucessionais (espécies pioneiras e não pioneiras) e tamanho da semente (espécies com sementes pequenas, médias e grandes) na Floresta Atlântica no litoral do Paraná, Brasil. (β = declividade da reta, R^2 = coeficiente de determinação, NS= Relação Não significativa)

		Limitação à dispersão	Limitação à emergência	Limitação ao estabelecimento	Limitação à permanência
GRUPO SUCESSIONAL					
Não Pioneira	β	-0,02	-0,001	-0,006	-0,006
	R^2	0,02	0,02	0,15	0,12
Pioneira	β	NS	NS	NS	NS
	R^2	NS	NS	NS	NS
TAMANHO DA SEMENTE					
Pequena	β	NS	NS	NS	NS
	R^2	NS	NS	NS	NS
Média	β	NS	NS	-0,004	NS
	R^2	NS	NS	0,70	NS
Grande	β	-0,001	NS	-0,0008	-0,06
	R^2	0,89	NS	0,77	0,95

Legenda de Figuras:

Figura 1: Riqueza (A, C, E, G) e abundância (B, D, F, H) média de sementes, plântulas, juvenis e adultos em áreas de regeneração natural no litoral do Paraná, Brasil. As barras indicam erro padrão. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si (Tukey, $p > 0,05$).

Figura 2: Distribuição da composição de espécies (Análise de Coordenadas Principais – PCoA) de sementes (A), plântulas (B), juvenis (C) e adultos (D) em cinco idades de regeneração natural (5, 8, 15, 30 e 50 anos) no litoral do Paraná, Brasil. Porcentagem de explicação dos eixos 1 e 2: 17,6 % e 14,4%; 17,8% e 12,6%; 25,2% e 14,5%; 24,7% e 16,5%, respectivamente.

Figura 1

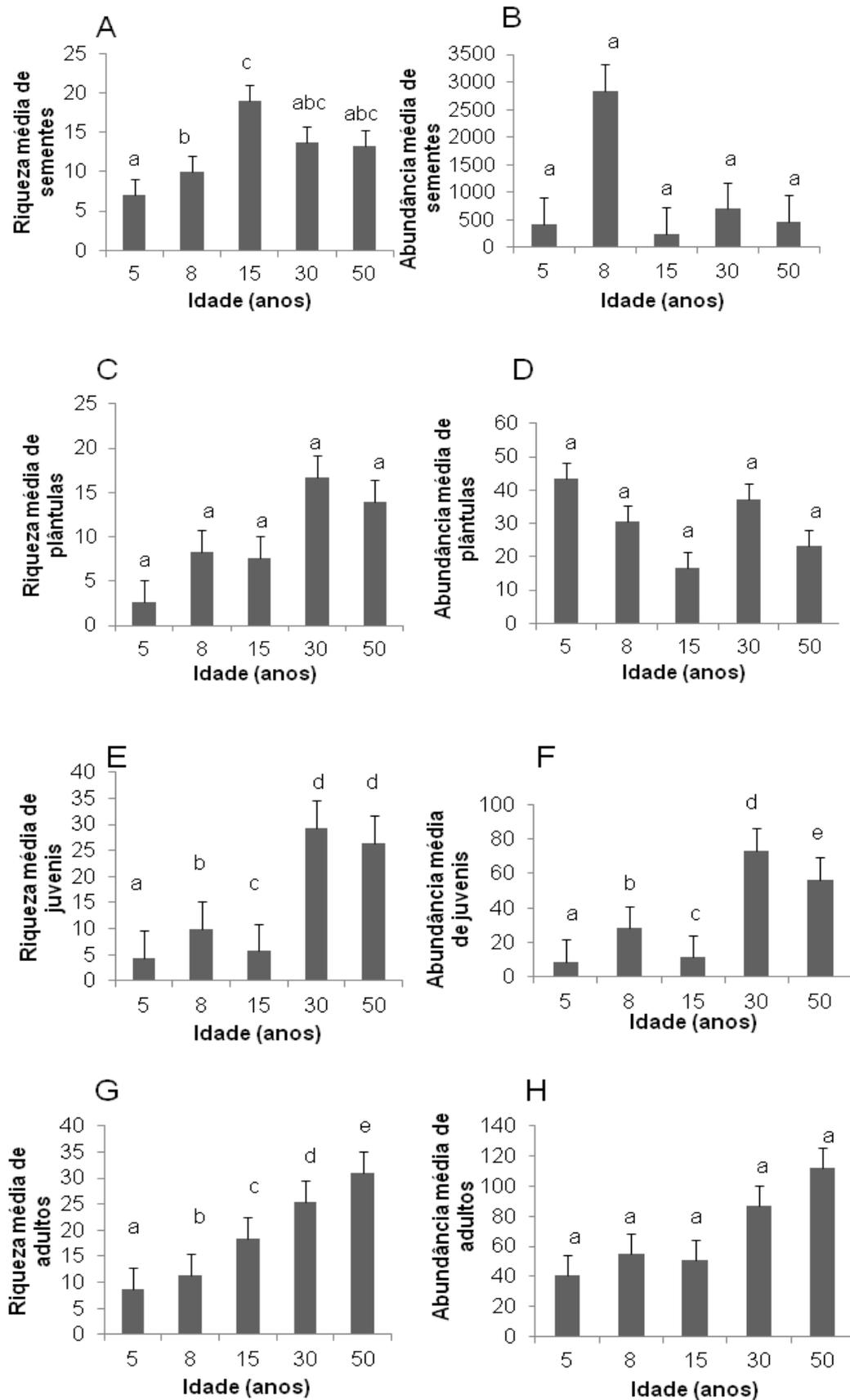
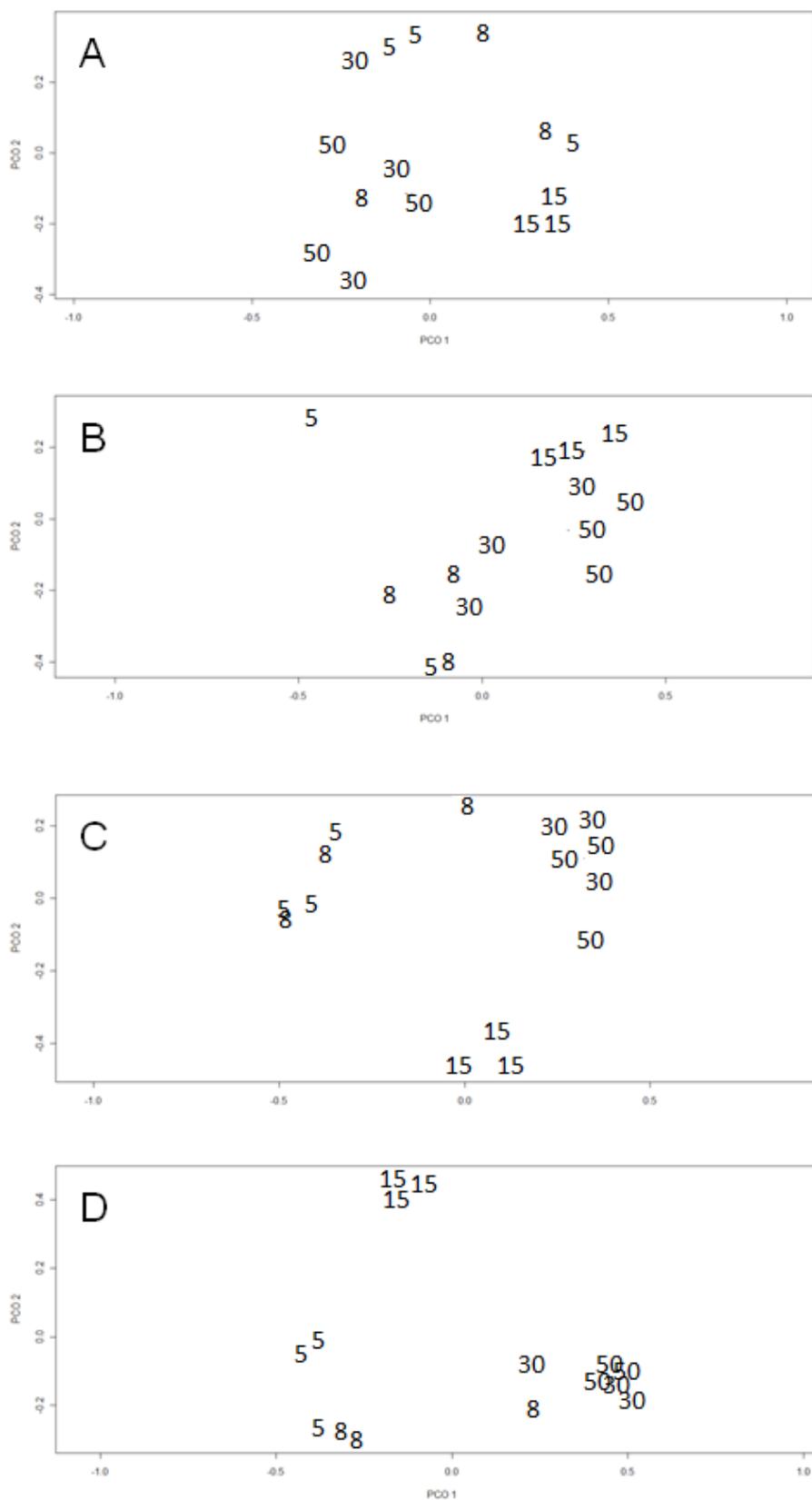


Figura 2



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados do acompanhamento da trajetória sucessional em áreas de regeneração natural no litoral do Paraná demonstram que:

- As mudanças de composição, riqueza e abundância, avaliadas conforme o estágio de plântulas e suas respectivas trajetórias sucessionais, levam a uma comunidade florestal estruturada (maior riqueza) nos primeiros 50 anos da sucessão. Comunidades florestais de baixa riqueza de espécies são substituídas por comunidades mais ricas ao longo do tempo, mas, aparentemente, num período próximo aos 15 anos de sucessão, estas mudanças são mais evidentes.
- Grupos ecológicos são substituídos durante a sucessão, passando de uma composição dominada por espécies pioneiras de sementes preponderantemente médias a pequenas, para uma situação onde as espécies não-pioneiras e de sementes grandes dominam a comunidade. Estas mudanças em grupos funcionais, prevista na teoria sucessional, tem importância para a formação de uma estrutura florestal mais complexa.
- Indicamos que a emergência de plântulas atua como filtro na composição de espécies juvenis e adultas, visto a forte correlação entre estes e a baixa correlação entre sementes e plântulas.
- Todos estes resultados mostram que as áreas de regeneração natural no litoral do Paraná tendem a formação de uma estrutura florestal complexa.

ANEXO

ANEXO 1: Lista de espécies e número de indivíduos encontrados em 5 idades sucessionais (5, 8, 15, 30 e 50 anos) da Floresta Atlântica do litoral do Paraná, Brasil para quatro estádios de vida da planta (semente, plântula, juvenil e adulto. Onde GE = grupo ecológico (Pi = Pioneira e NP = Não Pioneira); TS = Tamanho da semente (P = Pequena; M = Média e G = grande); MD = Modo de dispersão (Z = Zoocórico e A = Anemocórico e Autocórico). Esta classificação ocorreu apenas para espécies incluídas no cálculo de limitação ao recrutamento.

Família	Espécie	GE	TS	MD	Semente					Plântula					Juvenil					Adulto				
					5	8	15	30	50	5	8	15	30	50	5	8	15	30	50	5	8	15	30	50
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	NP	G	Z	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	3	3
Annonaceae	<i>Rollinia sericea</i> (R.E. Fr.) R.E. Fr.				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
	<i>Rollinia</i> sp.	NP	M	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.				0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Xylopia langsdorfiana</i> St.Hilaire & Tulasne				0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aquifoliaceae	<i>Ilex integerrima</i> Reissek	Pi	P	Z	0	57	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	23	0	0	1
	<i>Ilex pseudobuxus</i> Reissek	NP	P	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	2	0	2	0	0
	<i>Ilex</i> sp	NP	P	Z	0	2	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Araliaceae	<i>Schefflera</i> sp				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Arecaceae	<i>Attalea dubia</i> (Mart.) Burret				0	0	3	3	0	0	0	6	1	1	0	0	5	33	3	0	0	3	5	0
	<i>Bactris setosa</i> Mart.	NP	G	Z	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	2	2	0	0	9
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	NP	M	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	1	0	2	0	0
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	NP	G	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Asteraceae	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	Pi	P	A	4	2168	6	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	9	0	0	0	0
	<i>Vernonia beyrichii</i> Less.	Pi	P	A	14	48	1	57	568	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Vernonia puberula</i> Less.	Pi	P	A	15	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	NP	G	A	0	0	0	0	0	0	6	0	1	0	31	0	16	6	1	15	0	24	16	0
	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. O. Grose	NP	G	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0
	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	NP	G	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	NP	M	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2	0	0

Família	Espécie	GE	TS	MD	Semente					Plântula					Juvenil					Adulto					
					5	8	15	30	50	5	8	15	30	50	5	8	15	30	50	5	8	15	30	50	
	<i>Nectandra leucantha</i> Nees & Mart.	NP	G	Z	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb	NP	G	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	
	<i>Nectandra</i> sp	NP	G	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	
	<i>Ocotea odorifera</i> Rohwer	NP	G	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	
Lauraceae		NP	G	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	
	<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	NP	G	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	sp 1	NP		Z	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	sp 2				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i> var. <i>robusta</i> Wurdack	Pi	P	Z	59	369	22	151	535	0	6	0	0	0	3	7	0	8	0	0	8	0	1	6	
	<i>Ossaea amygdaloides</i> Triana	Pi	P	Z	0	2132	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	
	<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	Pi	P	Z	257	95	0	0	0	1	2	0	0	0	0	6	0	0	0	1	0	0	0	0	
	<i>Clidemia urceolata</i> DC.				0	0	0	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	2	6	
	<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.	Pi	P	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	6	3	0	0	0	0	0	
	<i>Leandra melastomoides</i> Raddi	Pi	P	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	6	1	0	0	1	0	0	0	
	<i>Miconia cabussu</i> Hoehne	Pi	P	Z	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0	
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	8	0	0	0	0	
	<i>Miconia latecrenata</i> Triana	Pi	P	Z	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Ossaea confertiflora</i> (DC.) Triana	Pi	P	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	
	<i>Ossaea marginata</i> (Desr.) Triana				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
	sp 1				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	sp 2				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	sp 3				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	Pi	P	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Tibouchina trichopoda</i> Baill.	Pi	P	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	NP	G	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	9	3	0	0	5	0	0		
	<i>Cedrella fissilis</i> Vell.				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0		
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NP	G	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0		
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	NP	G	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	3	5	0	0	7	0	2	0		

Família	Espécie	GE	TS	MD	Semente					Plântula					Juvenil					Adulto				
					5	8	15	30	50	5	8	15	30	50	5	8	15	30	50	5	8	15	30	50
Rubiaceae	sp 4	NP	P	Z	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	sp 5				0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	sp 6				0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	sp 7				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	sp 8				0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rutaceae	<i>Zanthoxylum</i> L.				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	NP	P	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	14	0
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	NP	P	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	4
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	NP	P	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	NP	P	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	5	6
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	NP	P	Z	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum</i> sp	NP	M	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	1	0	0	1	0	1
	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltl.	Pi	P	Z	0	3	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Cestrum amictum</i> Schltl.				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Styracaceae	<i>Styrax</i> L.				0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Symplocaceae	<i>Symplocos</i> sp.				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	Pi	P	Z	5	28	75	226	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	2
	<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	NP	P	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pi	G	Z	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0
Vochysiaceae	<i>Vochysia bifalcata</i> Warm.	NP	G	A	0	0	0	0	23	0	0	0	1	5	0	0	0	4	23	3	0	0	12	45