

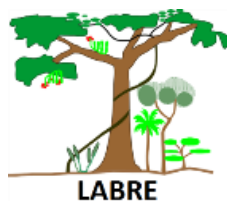


UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

CAROLINA DE CÁSSIA CAINELLI OLIVEIRA

**ESTRUTURA DA PAISAGEM E O PROCESSO
SUCESSIONAL NA RESTAURAÇÃO DA FLORESTA
ESTACIONAL NO NORTE DO PARANÁ**

Londrina
2016



Carolina de Cássia Cainelli Oliveira

Estrutura da paisagem e o processo sucessional na restauração da Floresta Estacional no norte do Paraná

Tese apresentada ao programa de pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de doutora em Ciências Biológicas.

Orientador: José Marcelo D. Torezan

Londrina
2016

CAROLINA DE CÁSSIA CAINELLI OLIVEIRA

**ESTRUTURA DA PAISAGEM E O PROCESSO
SUCESSIONAL NA RESTAURAÇÃO DA FLORESTA
ESTACIONAL NO NORTE DO PARANÁ**

Tese apresentada ao programa de pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de doutora em Ciências Biológicas.

Orientador: José Marcelo D. Torezan

Londrina
2016

CAROLINA DE CÁSSIA CAINELLI OLIVEIRA

**ESTRUTURA DA PAISAGEM E O PROCESSO SUCESSIONAL NA
RESTAURAÇÃO DA FLORESTA ESTACIONAL NO NORTE DO
PARANÁ**

Tese apresentada ao programa de pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de doutora em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA

Orientador Prof. Dr. José Marcelo Domingues
Torezan
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Halley Caixeta de Oliveira
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. José Eduardo Lahoz da Silva Ribeiro
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Antonio Carlos Galvão de Melo
Instituto Florestal do Estado de São Paulo - Assis

Fernando Campanhã Bechara
Universidade Tecnológica Federal do Paraná / Dois
Vizinhos – UTFPR

Londrina, 24 de maio de 2016.

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Oliveira, Carolina de Cássia Cainelli.

Estrutura da paisagem e o processo sucessional na restauração da Floresta Estacional no norte do Paraná / Carolina de Cássia Cainelli Oliveira. - Londrina, 2016.
123 f. : il.

Orientador: José Marcelo D. Torezan.

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2016.
Inclui bibliografia.

1. Fragmentação - Tese. 2. Gramíneas exóticas - Tese. 3. Isolamento - Tese. 4. Regeneração natural - Tese. I. Torezan, José Marcelo D.. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

Ao meu pai.
(em memória)

A Marina, Alice, Otto e Manu.

Agradecimentos

Acreditando que o crescimento profissional só é pleno quando acompanhado do crescimento pessoal, dedico essas linhas àqueles que fizeram parte dessa caminhada e que, antes de tudo, doaram cuidado, carinho e amor.

Aos meus pais e meu irmão. Em especial, à minha mãe por ser um exemplo de força.

À família LABRE que me acolheu há anos (perdi as contas). Muitos saíram e seguiram suas vidas. Muitos chegaram e muitos chegarão e estou certa que continuaremos sendo uma grande família. Agradeço a todos que passaram por aqui, pelas contribuições em campo e pelas horas de descontração e nos últimos 5 anos à Lya (sempre presente em todos os momentos), Márcio (companheiro de caminhada), Laissa (querida e organizada, parte essencial do trabalho), Géssi, Jéssicas, Jézili, José Victor, Maurício, Thalita, Victor, Alexandre, Julia, Analu e mais alguém que pode ter me fugido no momento.

Em especial agradeço ao Zé, Alba e Odair a quem tenho profundo respeito e admiração. Cada qual me ensinou à sua maneira a ser uma melhor pessoa e profissional. Ao Zé, pela confiança que sempre me depositou e por me orientar em momentos que foram além da vida acadêmica, à Alba que sempre está disposta a ajudar, seja na logística seja numa boa conversa acompanhada de café e chocolate e ao Oda pela amizade e companhia em campo, pelo seu trabalho e pelo carinho que ele tem no que faz.

À banca pela atenção e futuras contribuições.

Aos meus queridos amigos que sempre me deram força, acreditaram, me motivaram e zelaram por mim e foram essenciais nesses últimos anos Paty, Thiago, Mariah, Renata, Stela, Roberta e Van.

Tenho muita sorte em ter vocês por perto.

“Ninguém se sustenta sozinho.”

*E, aquele
Que não morou nunca em seus próprios abismos
Nem andou em promiscuidade com os seus fantasmas
Não foi marcado. Não será exposto
Às fraquezas, ao desalento, ao amor, ao poema.*

(Manoel de Barros)

Resumo geral

Reflorestamento é uma técnica de restauração utilizada para acelerar o processo sucessional, mas há fatores limitantes que podem retardar a sucessão como a baixa disponibilidade de propágulos e a competição com espécies invasoras. Estudos na área de restauração que abordam fatores do próprio sítio conjuntamente com a estrutura da paisagem ainda são escassos. O objetivo geral desse trabalho foi testar a influência da paisagem do entorno, em especial a distância de fontes de propágulos, sobre a diversidade do banco de sementes e do banco de plântulas em sítios de restauração florestal. Para isso, foram amostrados regenerantes e banco de sementes em reflorestamentos com idades entre 8 e 10 anos a diferentes distâncias de remanescentes florestais no entorno do reservatório UHE Capivara, norte do Paraná. Os resultados mostraram uma ausência de relação entre a similaridade florística e a distância dos reflorestamentos entre si e entre os reflorestamentos e os remanescentes florestais, possivelmente por um empobrecimento da flora e fauna regional, e um aumento de espécies generalistas. O aumento da distância da fonte de propágulos e da cobertura de gramíneas teve impacto negativo na regeneração de espécies florestais não plantadas no reflorestamento. A distância de uma fonte de propágulo influenciou negativamente a densidade de indivíduos e a riqueza de espécies florestais não plantadas totais ($n = 12$; $r^2 = 0,35$; $F = 6,97$; $p = 0,02$ e $r^2 = 0,57$; $F = 15,93$; $p = 0,002$, respectivamente), assim como a densidade de indivíduos e a riqueza de espécies florestais não plantadas com síndrome de dispersão biótica ($n = 12$; $r^2 = 0,61$; $F = 18,04$; $p = 0,002$ e $r^2 = 0,57$; $F = 15,65$; $p = 0,03$, respectivamente). A cobertura de gramíneas também influenciou negativamente a densidade de indivíduos e riqueza de espécies florestais não plantadas totais ($n = 12$; $r^2 = 0,43$; $F = 9,5$; $p = 0,01$ e $r^2 = 0,40$; $F = 6,73$; $p = 0,03$, respectivamente). Quase a totalidade de indivíduos germinados dos bancos de sementes dos reflorestamentos é de espécies pioneiras, incluindo espécies comuns em áreas

florestais secundárias e maduras, sugerindo um grande potencial de regeneração a partir do banco de sementes. Os resultados sugerem que menores distâncias de remanescentes florestais podem ser decisivas no processo sucessional por possibilitar um incremento de mais espécies e indivíduos nas áreas em restauração. Além disso, a presença de gramíneas exóticas em alta densidade pode comprometer o estabelecimento de indivíduos, principalmente em sítios isolados de fontes de propágulos.

Palavras-chave: fragmentação, gramíneas exóticas, isolamento, regeneração natural, banco de sementes, sucessão secundária.

Abstract

Reforestation is a restoration technique used to accelerate forest succession, but there are factors that can delay the succession such as a lack of propagules coming from nearby sources and competition with invasive species. Studies about forest restoration that address local and landscape structure are still scarce, and thus the aim of this study was to test the influence of surrounding landscape, especially the distance from sources of propagules, on the diversity of the soil seed bank and the seedling assemblage in Atlantic Forest restoration sites. Seedling and seed bank were sampled in reforestations between 8 and 10 years at different distances from forest fragments along the Capivara reservoir, northern Paraná state, Brazil. The results showed no relationship between the floristic similarity and the distance between reforestations and between reforestations and forest fragments, possibly caused by an impoverishment of regional biota, and also by an increase in generalist species. Both the distance from seed sources and the grass cover showed a negative impact on the regeneration of forest species. The distance from seed sources showed negative impact on density and richness of total no planted forest species ($n = 12$; $r^2 = 0.35$; $F = 6.97$; $p = 0.02$ e $r^2 = 0.57$; $F = 15.93$; $p = 0.002$, respectively), and negative impact on density and richness of no planted zoochorous species ($n = 12$; $r^2 = 0.61$; $F = 18.04$; $p = 0.002$ e $r^2 = 0.57$; $F = 15.65$; $p = 0.03$, respectively). The grass cover also showed negative impact on density and richness of no planted forest species ($n = 12$; $r^2 = 0.43$; $F = 9.5$; $p = 0.01$ e $r^2 = 0.40$; $F = 6.73$; $p = 0.03$, respectively). Almost all individuals germinated from the reforestation seed bank samples are pioneer species, including common species in secondary and mature forest areas, suggesting great potential for regeneration from the seed bank. The results suggest that the distance from forest fragments can be critical in succession process for increase more species and individuals in restoration areas. In addition, high density of

exotic grasses may compromise the establishment of individuals, particularly in isolated places from propagules sources.

Keywords: exotic grasses, fragmentation, isolation, natural regeneration, seed bank, secondary succession.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Curva de rarefação de espécies lenhosas (árvores, arbustos e lianas) amostradas em três remanescentes florestais no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. 42
- Figura 2. Distância de decaimento da similaridade florística. À esquerda, relação da similaridade florística entre os reflorestamentos e os remanescentes florestais e a distância do remanescente mais próximo. À direita, relação entre a similaridade florística entre os reflorestamentos e a distância entre os mesmos. 42
- Figura 3. Relações entre regenerantes de espécies florestais com a distância do remanescente mais próximo, amostrados em doze reflorestamentos no entorno da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. DB = dispersão biótica. 76
- Figura 4. Relações entre regenerantes de espécies florestais com a cobertura de gramíneas, amostrados em doze reflorestamentos no entorno da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. DB = dispersão biótica e DA = dispersão abiótica. 77

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Reflorestamentos (R) com espécies nativas, amostrados no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. Área e idade (tempo desde o plantio de mudas) dos talhões de reflorestamento (polígonos preparados e plantados de uma única vez com a mesma mistura de espécies), distância em linha reta entre um reflorestamento e um remanescente florestal mais próximo e área do remanescente de Floresta Estacional Semidecidual (F) mais próximo. Apenas R1, R2 e R3 foram amostrados com relação à abundância e riqueza de espécies. 41
- Tabela 2. Similaridade florística entre reflorestamentos (R) e remanescentes florestais (F) localizados no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. J = índice de Jaccard e DL = distância em linha reta entre F e R. 41
- Tabela 3. Reflorestamentos (R) com espécies nativas, amostrados no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. Área e idade (tempo desde o plantio de mudas) dos talhões de reflorestamento (polígonos preparados e plantados de uma única vez com a mesma mistura de espécies), distância em linha reta entre um reflorestamento e um remanescente florestal mais próximo e área do remanescente de Floresta Estacional Semidecidual (F) mais próximo. Apenas R1, R2 e R3 foram amostrados com relação à abundância e riqueza de espécies. 74
- Tabela 4. Resultado dos modelos de regressão linear para espécies florestais totais, com dispersão biótica (DB) e abiótica (DA) regenerantes nos reflorestamentos (n = 12) em relação à distância do remanescente florestal mais próximo e a cobertura de gramíneas exóticas em áreas reflorestadas, amostradas no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. G = cobertura de gramíneas exóticas e D = distância do remanescente florestal mais próximo. 75
- Tabela 5. Áreas dos remanescentes florestais (F) mais próximos dos reflorestamentos amostrados (R), idades e áreas dos talhões dos R e distância entre os F e os R. J = índice de Jaccard entre o banco de semente e a vegetação acima do solo nos dozes reflorestamentos amostrados..... 108

SUMÁRIO

Introdução geral	12
Capítulo 1	25
A distância entre reflorestamentos e remanescentes florestais em uma paisagem fragmentada influencia a similaridade florística?	25
Resumo	26
Introdução	27
Materiais e Métodos	29
Resultados	32
Discussão	34
Conclusão	37
Referências	38
Capítulo 2	52
Invasão por gramíneas e distância de remanescentes florestais sobre a regeneração em reflorestamentos de 8 a 10 anos de idade no norte do Paraná	52
Resumo	54
Implicações práticas	55
Introdução	56
Métodos	59
Discussão	64
Conclusão	68
Literatura citada	69
Capítulo 3	89
Características sucessionais do banco de sementes em sítios de restauração de floresta estacional no norte do Paraná	89
Resumo	90
Introdução	91
Materiais e Métodos	93
Resultados	97
Discussão	99
Conclusão	103
Referências	104
Considerações Finais	120
Glossário 1	123

Introdução geral

As relações entre o homem e os recursos naturais sempre levaram, em maior ou menor grau, a uma modificação dos sistemas naturais. Com a intensificação da dependência e da exploração desses recursos pelo homem e a preocupação por parte da sociedade frente à degradação de ecossistemas inteiros tornou-se fundamental o desenvolvimento de técnicas e metodologias que minimizassem os danos e restaurassem áreas degradadas (Cairns e Heckman 1996).

A restauração ecológica é um processo pelo qual se busca restabelecer um ecossistema degradado, danificado ou destruído por atividades humanas (SER 2004). As intervenções realizadas para iniciar ou acelerar a recuperação dos processos funcionais e da biodiversidade de um ecossistema são empregadas em sítios que tenham sido degradados pela conversão do uso do solo, principalmente para seu uso na agropecuária, para a mineração e para a extração madeireira, atividades extremamente impactantes que têm levado a perdas inestimáveis e muitas vezes irreversíveis da diversidade biológica em todo o mundo (Naveh 1994).

As estratégias de restauração ecológica dependem de fatores como a resiliência (capacidade do ecossistema de auto-recuperação de atributos estruturais e funcionais após distúrbios) (SER 2004), o grau de degradação do ambiente, o histórico da área a ser restaurada, os objetivos dos projetos de restauração e a paisagem do entorno, implicando em estratégias com maior ou menor intervenção humana (Holl e Aide 2011). A restauração “passiva” é indicada para áreas com menor grau de perturbação e que estejam próximas de fontes de propágulos para que, retirando-se o fator de degradação, a sucessão secundária ocorra naturalmente (Rey Benayas et al. 2009). Técnicas de reintroduzir ativamente organismos em áreas degradadas, por sua vez, são bastante difundidas e recomendadas em situações em que o ecossistema apresenta baixa

resiliência e/ou está longe de fontes de propágulos, ou ainda quando há necessidade de acelerar o processo, visando ao retorno rápido de serviços ecossistêmicos (Rey Benayas et al. 2009, Holl e Aide 2011). Um exemplo seria o plantio de mudas de árvores em busca de maior incremento de biomassa ou de cobertura vegetal em menor tempo.

Plantar mudas de árvores em áreas degradadas tem como objetivo acelerar o processo sucessional, tornando o microclima mais ameno para a colonização espontânea por outras espécies. Inicialmente, os reflorestamentos eram implantados com uma ou poucas espécies e em muitos casos essas espécies eram exóticas (Suganuma e Durigan 2015). Atualmente, os reflorestamentos são realizados com maior riqueza de espécies e se aconselha sempre a utilização de espécies nativas (SER 2004). Mesmo utilizando uma maior riqueza de espécies arbóreas (referida às vezes como “alta diversidade” por alguns autores), o plantio de mudas de espécies arbóreas abrange um subconjunto de espécies da biota da flora regional, excluindo-se outras formas de vida vegetal como herbáceas, lianas e epífitas (Durigan et al. 2010, McClain et al. 2011).

O efeito que a composição inicial de um reflorestamento pode ter sobre a sucessão secundária tem sido tema de discussões, especialmente sobre se é possível prever a composição florística dessas áreas ao longo do tempo, sendo abordados dois modelos principais (Suganuma e Durigan 2015). O primeiro modelo é chamado de modelo de composição florística inicial (Initial Floristic Composition - IFC model, McClain et al. 2011), em que a composição florística do reflorestamento é determinante na futura composição de espécies. O segundo modelo, denominado “modelo de substituição florística” (Relay Floristics - RF, McClain et al. 2011), sugere que diferentes grupos de espécies irão se estabelecer sucessivamente, no sentido que os primeiros grupos criam melhores condições para os grupos posteriores. Muitos projetos de restauração florestal estão embasados no modelo de substituição florística, em que se

espera que ocorra um incremento de espécies oriundas da paisagem próxima e que, por meio de um processo sucessional espontâneo, se chegue a uma situação em que a estrutura da vegetação seja a mais próxima possível da original (Souza e Batista 2004, Leitão-Filho et al. 2010, Sansevero et al. 2011, Pereira et al. 2013).

O sucesso da restauração de um ecossistema pode ser inferido monitorando-se atributos como diversidade e estrutura da comunidade tomando como padrão um ecossistema de referência. Também podem ser monitoradas a presença de espécies nativas e de diferentes grupos funcionais, o grau de integração com a paisagem, a resiliência e a auto-sustentabilidade, entre outros (SER 2004). A utilização de ecossistemas de referência para determinar parâmetros de composição florística tem sido questionada, entre outros motivos, por ser inviável obter níveis mínimos de semelhança florística dentro dos prazos normalmente estipulados nos projetos de restauração (Rey-Benayas et al. 2009), especialmente em florestas tropicais com alta diversidade. Na prática, o monitoramento e a avaliação em reflorestamentos com espécies nativas tendem a ocorrer dentro dos dez primeiros anos após o plantio (Ruiz-Jaen e Aide 2005, Holl e Cairns 2002), ainda que plantios com essa idade apresentem poucas mudanças no que tange à substituição de espécies esperada em um processo sucessional (Holl e Crone 2004). Além disso, muitas vezes o sítio a ser restaurado está de tal forma degradado que mudanças na estrutura da vegetação, como a formação de um dossel florestal, e em alguns processos ecológicos, como o acúmulo de biomassa e o restabelecimento da ciclagem de nutrientes, são resultados mais plausíveis para as primeiras décadas desde o início do processo (Rey-Benayas et al. 2009, Durigan e Suganuma 2015).

Porém, em casos não tão extremos a comparação com uma área referência pode servir de base para o monitoramento do desenvolvimento do processo de restauração. A

partir do conhecimento da proporção que a área em restauração atingiu de características da referência, por exemplo, em termos de diversidade de espécies, da estrutura da vegetação (i.e. medidas da cobertura da vegetação, da densidade de plantas lenhosas e biomassa) e de determinados processos ecológicos pode-se aferir o sucesso atingido ou não pelo ecossistema em restauração (SER 2004). Além disso, a composição de espécies de remanescentes florestais próximos pode sugerir o potencial de colonização, nos reflorestamentos, por espécies não utilizadas no plantio (Cristofoli et al. 2010).

Muitos fatores podem retardar, estagnar ou mudar a trajetória da sucessão. O primeiro filtro ecológico é determinado pela conectividade com fontes externas de propágulos, que poderá proporcionar a chegada de sementes de espécies ainda ausentes na área em restauração (Holl et al. 2000, White et al. 2004). Grandes distâncias e usos intensos do solo na matriz da paisagem entre reflorestamentos e remanescentes florestais podem dificultar a chegada de sementes (Umetsu et al. 2008), principalmente aquelas com sementes grandes (Wunderle Jr. 1997). Nesse sentido, o incremento de espécies em áreas sob restauração dependerá da estrutura da paisagem, incluindo o tipo de matriz, a presença de elementos como corredores e “stepping stones” e da conservação dos remanescentes de habitat que são fontes de propágulos. Há autores que recomendam, quando há limitação de recursos para projetos de restauração, que paisagens com uma cobertura de habitat natural intermediária tenham maior prioridade do que paisagens com habitat reduzido (Tambosi et al. 2014). Ainda que esta recomendação não leve em consideração outras motivações da restauração, como o restabelecimento de serviços ecossistêmicos onde eles sejam necessários para o bem estar humano ou ainda o nível de conservação das áreas, é imprescindível reconhecer que a paisagem do entorno de sítios degradados pode ser crítica para o sucesso da

restauração, pois os remanescentes de habitat natural são reservas biológicas da fauna e flora regional que poderá recolonizar as áreas em restauração (Handel et al. 1994, Bell et al. 1997). Por outro lado, a presença e proximidade de estruturas florestais como fontes de sementes não garantem a chegada de propágulos em sítios sob restauração. A intensa fragmentação de habitats naturais e suas consequências (perda de habitat e efeitos de borda, por exemplo), assim como a caça ilegal de mamíferos de grandes portes têm levado a uma redução drástica e extinção local desses animais em áreas fragmentadas. Uma das consequências da perda da fauna de grande porte é a redução da dispersão de espécies zoocórias, especialmente aquelas que possuem grandes sementes (Redford 1992).

A chegada de sementes em uma área reflorestada, no entanto, não é o único determinante para que novos indivíduos colonizem o local. Outros fatores podem influenciar a germinação e no estabelecimento como, por exemplo, a temperatura e umidade do solo (Aide et al. 2001, Souza e Batista 2004, Chazdon 2008, Holl e Aide 2011), a predação de sementes, a herbivoria, a competição com espécies invasoras e a ocorrência de incêndios (Holl et al. 2000, Cole 2009).

A presença de espécies invasoras em áreas em restauração, por exemplo, tem sido considerada como uma barreira para a regeneração (Souza e Batista 2004). Deve se considerar, no entanto, que há uma generalização ao se classificar espécies invasoras em áreas em restauração, sendo frequentemente colocadas em um mesmo grupo tanto espécies de gramíneas exóticas como espécies ruderais (ver glossário). Segundo Lockwood et al. (2007) a invasão biológica deve ser considerada, antes de mais nada, como um processo e as espécies invasoras sendo aquelas que demonstram impactos ecológicos e econômicos. Alguns autores, por exemplo, não descartam a importância de algumas espécies herbáceas/arbustivas ruderais como espécies facilitadoras no início do

processo sucessional (Saulei e Swaine 1988, Leitão et al. 2010). Por outro lado, as gramíneas exóticas normalmente são um obstáculo na restauração florestal tanto durante o plantio das mudas como, posteriormente, para o estabelecimento espontâneo de plântulas, seja de espécies do próprio plantio ou de fontes externas (Holl e Crone 2004, Mantoani e Torezan 2015). Além do impacto direto sobre o estabelecimento das mudas e dos regenerantes nativos, as gramíneas exóticas podem comprometer indiretamente o sucesso de áreas sob restauração podendo levar a um aumento na frequência e intensidade de incêndios (Hobbs e Huenneke 1992).

Tão importantes quanto a competição com espécies invasores para o sucesso do processo sucessional em reflorestamentos são os fatores microclimáticos. A temperatura e a umidade do solo são determinantes para o estabelecimento dos indivíduos plantados ou não, enquanto que a luminosidade pode estimular a germinação e também o crescimento de espécies heliófitas. Ainda, algumas espécies possuem sementes dormentes que podem ficar armazenadas em um banco no solo (banco de sementes) e estímulos adicionais, como mudanças na luminosidade, podem ser necessários para que a germinação ocorra.

O banco de sementes se caracteriza como o conjunto de sementes viáveis presentes no solo ou em sua superfície, em um determinado espaço e tempo (Simpson et al. 1989). De forma simplificada pode-se classificar os bancos de sementes como permanentes, que permanecem mais de um ano no solo, ou transitórios, com duração apenas sazonal (Thompson e Grime 1979). Esta variação no tempo em que a semente permanece viável no solo poderá influenciar a estrutura e a diversidade de uma comunidade ao longo do tempo (Dalling et al. 1998).

Hopfensperger (2007) sugere estudar a similaridade do banco de sementes com a vegetação local para verificar se o banco de sementes está direcionando a comunidade

vegetal ou se a comunidade pode ser direcionada, após perturbações, por esse conjunto de sementes presentes no solo. Por outro lado, a similaridade entre o banco de sementes e a vegetação pode indicar também o quanto uma área está perturbada. Em áreas com maior frequência ou intensidade de distúrbios, a similaridade entre a vegetação acima do solo e o banco de sementes tende a ser maior devido à presença predominante de espécies pioneiras nesses dois componentes da vegetação (Leck e Simpson 1987).

O banco de sementes está intimamente relacionado com a regeneração de clareiras (Gomez-Pompa et al. 1981, Garwood 1989). Sementes de determinadas espécies germinam devido à quebra de dormência causada pela mudança na incidência luminosa ocasionada pela abertura do dossel (Putz e Appanah 1987, Saulei e Swaine 1988, Swaine e Whitmore 1988, Baider et al. 1999), sugerindo que o banco de sementes é uma adaptação para colonizar ambientes efêmeros como as clareiras, bem como áreas mais amplas, após perturbações que impliquem na destruição da cobertura florestal. Embora seja consenso que as espécies que formam banco de sementes no solo têm sementes pequenas e são intolerantes a sombreamento em todas as fases do ciclo após a germinação, Jankowska-Blaszczuk e Grubb (2006) sugerem que as espécies estão adaptadas a diferentes demandas de luz, variando desde grandes clareiras causadas por tempestades a pequenas aberturas formadas por quedas de galhos, ou até mesmo pelo aumento da iluminação causado pela simples remoção da serapilheira.

Algumas espécies tropicais pioneiras podem permanecer viáveis no banco de sementes por vários anos como, por exemplo, *Trema micrantha* (L.) Blume (Dalling et al. 1997), sendo esta uma espécie bastante utilizada em projetos de restauração, assim como outras espécies deste grupo ecológico. A formação de um banco de sementes de espécies nativas consistente é importante para florestas em restauração, já que estas ainda são áreas bastante instáveis e sujeitas a perturbações fortes como incêndios.

Neste contexto, o objetivo geral desse trabalho foi testar a influência da paisagem, em especial a distância de fontes de propágulos, sobre a diversidade do banco de sementes e da regeneração natural em sítios de restauração florestal. Estes dois componentes são estruturas fundamentais tanto para a trajetória sucessional quanto para a capacidade de resposta a perturbações dos ecossistemas em restauração. Deste objetivo emerge uma questão principal: a proximidade de remanescentes florestais influencia, em termos qualitativos (composição) ou quantitativos (riqueza de espécies e abundância) a regeneração natural e o banco de sementes nos reflorestamentos?

Referências

- Aide TM, Zimmerman JK, Pascarella JB, Rivera L, Marcano-Vega H 2001. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8:328–338.
- Baider C, Tabarelli M, Mantovani W 1999. O banco de sementes de um trecho de Floresta Atlântica Montana. *Revista Brasileira de Biologia* 59: 319-328.
- Bell SS, Fonseca MS, Motten LB 1997. Linking Restoration and Landscape Ecology. *Restoration Ecology* 5:318–323.
- Cairns Jr. J, Heckmen JR 1996. RESTORATION ECOLOGY: The State of an Emerging Field. *Annu. Rev. Energy Environ.* 21:167–89.
- Chazdon RL 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320:1458–1460.
- Cole RJ 2009. Post dispersal seed fate of tropical montane trees in an agricultural landscape, southern Costa Rica. *Biotropica* 41:319–327.
- Cristofoli S, Piqueray J, Dufrêne M, Bizoux JP, Mahy G 2010. Colonization Credit in Restored Wet Heathlands. *Restoration Ecology* 18: 645–655.
- Dalling JW, Swaine DM, Nancy C, Garwood C 1997. Soil seed bank community dynamics in seasonally moist lowland tropical forest, Panama. *Journal of Tropical Ecology* 13:659-680.
- Dalling JW, Swaine MD, Garwood NC 1998. Dispersal Patterns and Seed Bank Dynamics of Pioneer Trees in Moist Tropical Forest. *Ecology* 79(2): 564-578.
- Durigan G, Engel VL, Torezan JM, Melo ACG, Marques MCM, Martins SV, Reis A, Scarano FR 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore* 34:471-485.

- Durigan G, Suganuma MS 2015. Why species composition is not a good indicator to assess restoration success? Counter-response to Reid *Restoration Ecology* 23:521-523.
- Garwood NC 1989. Tropical soil seed banks: a review. In: Leck MA, Parker VT, Simpson RL (eds.) *Ecology of soil seed banks*. . San Diego, Academic Press. p. 149-209.
- Gómez-Pompa A, Vázquez-Yanes CN 1981. Successional studies of a rain forest in Mexico. In: West DC, Schugart HH, Botkin DB (eds.) *Forest concepts and application*, Springer-Verlag, New York. p. 247- 266.
- Handel SN, Robinson GR, Beattie AJ 1994. Biodiversity Resources for Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 2(4):230-241.
- Hobbs RJ, Huenneke LF 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conserv. Biol.* 6:324-337.
- Holl KD, Loik ME, Lin EHV, Samuels IA 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8:339–349.
- Holl KD, Crone EE 2004. Applicability of landscape and island biogeography theory to restoration of riparian understorey plants. *Journal of Applied Ecology* 41:922–933.
- Holl KD, Aide T M 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261:1558–1563.
- Hopfensperger KN. 2007. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos* 116: 1438-1448.
- Jankowska-Błaszczuk M, Grubb PJ 2006. Changing perspectives on the role of the soil seed in northern temperate deciduous forest and in tropical lowland rain forest:

parallels and contrasts. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8:3-21.

Leck MA, Simpson RL 1987. Seed bank of a freshwater tidal wetland turnover and relationship to vegetation change. *Am. J. Bot.* 74: 360-370.

Leitão-Filho HM, Marques MCM, Ceccon E 2010. Young restored forests increase seedling recruitment in abandoned pastures in the Southern Atlantic rainforest. *Rev. Biol. Trop.* 58(4):1271-1282.

Lockwood L, Hoopes MF, Marchetti MP 2007. *Invasion ecology*. Oxford: Blackwell Publishing.

Mantoani MC, Torezan JMD 2015. Regeneration response of Brazilian Atlantic Forest woody species to four of *Megathyrus maximus* removal. *Forest Ecology and Management* 359:141-146.

Naveh Z 1994. From biodiversity to ecodiversity: A landscape-ecology approach to conservation and restoration. *Restoration Ecology* 2:180-189.

Pereira LCSM, Oliveira CCC, Torezan JMD 2013. Woody Species Regeneration in Atlantic Forest Restoration Sites Depends on Surrounding Landscape. *Natureza & Conservação* 11(2):1-7.

Putz FE, Appanah S. 1987. Buried seeds, newly dispersed seeds, and dynamics of a lowland forest in Malaysia. *Biotropica* 19: 326-333.

Redford KH 1992. The empty forest. *Bioscience* 42(6):412-422.

Rey-Benayas JM, Newton AC, Diaz A, Bullock JM 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325:1121–1124.

Ruiz-Jaen MC, Aide TM 2005. Restoration Success: How Is It Being Measured? *Restoration Ecology* 13(3):569–577.

- Sansevero JBB, Prieto PV, Moraes LFD, Rodrigues JFP 2011. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology* 19:379-389.
- Saulei SM, Swaine MD 1988. Rain forest seed dynamics during succession at Gogol, Papua-Nova Guiné. *Journal of Ecology* 62: 675-719.
- SER (Society for Ecological Restoration) 2004. Society for Ecological Restoration International's primer of ecological restoration (available from <http://www.ser.org/Primer>).
- Simpson RL, Leck MA, Parker VT 1989. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: Leck MA, Parker VT, Simpson RL (eds.) *Ecology of soil seed banks*. San Diego, Academic Press. p. 3-7.
- Souza FM, Batista JLF 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* 191:185–200.
- Suganuma MS, Durigan G 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystem. *Restoration Ecology* 23(3):238-251.
- Swaine MD, Whitmore TC 1988. On the Definition of Ecological Species Groups in Tropical Rain Forests. *Vegetatio* 75(1/2): 81-86.
- Tambosi LR et al., 2014. A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. *Restoration Ecology*, 22(2):169–177.
- Thompson K, Grime JP 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67: 893-921.
- Umetsu F, Metzger JP, Pardini R 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography* 31:359-370.

White E, Tucker N, Meyers N, Wilson J 2004. Seed dispersal to revegetated isolated rainforest patches in North Queensland. *Forest Ecology and Management* 192:409–426.

Wunderle Jr. JM 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99:223-230.

Capítulo 1

A distância entre reflorestamentos e remanescentes florestais em uma paisagem fragmentada influencia a similaridade florística?

(Artigo a ser submetido à revista Natureza & Conservação, N&C)

A distância entre reflorestamentos e remanescentes florestais em uma paisagem fragmentada influencia a similaridade florística?

Carolina C. C. Oliveira¹, José Marcelo D. Torezan^{1*}

Resumo

As características das fontes de sementes e da matriz em que estão inseridos reflorestamentos podem determinar a composição de espécies capazes de colonizar estas áreas em restauração. O objetivo desse trabalho foi analisar se a distância entre os reflorestamentos e entre estes e remanescentes florestais pode influenciar a composição florística nos reflorestamentos. Foram amostradas todas as espécies lenhosas com altura \geq a 100 cm em reflorestamentos com idade entre 8 e 10 anos e três remanescentes florestais adjacentes a três reflorestamentos. Os reflorestamentos apresentaram 68 espécies não plantadas, sendo que 40 espécies possivelmente são oriundas de remanescentes florestais. No entanto, não houve relação entre a similaridade florística e a distância quando foram comparados os reflorestamentos entre si e os reflorestamentos com os remanescentes florestais mais próximos ($p > 0,05$). Os resultados sugerem que a ausência de relação entre a similaridade com a distância se deve possivelmente ao fato de que a flora regional e a fauna dispersora podem estar ambas empobrecidas e homogeneizadas, com predomínio de espécies generalistas e os reflorestamentos podem não reunir condições para o estabelecimento de todas as espécies que chegam.

Palavras-chave: reflorestamentos, fragmentação, similaridade florística, distância de decaimento e dispersão.

¹ Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas, Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina 86057-970, Londrina PR, Brasil

*torezan@uel.br

1 **INTRODUÇÃO**

2 A intensa exploração dos recursos naturais, a urbanização desordenada e a
3 conversão de áreas florestais para o uso na agropecuária afetou de forma crítica a
4 biodiversidade das florestas tropicais, em um processo que se inicia com supressão da
5 vegetação original e culmina em uma intensa fragmentação que podem levar a taxas de
6 extinção aceleradas (Naveh 1994).

7 As técnicas de restauração ecológica têm sido um meio de minimizar os danos
8 causados pelas atividades humanas. O plantio de mudas, por exemplo, tem como do
9 objetivo acelerar a recomposição da vegetação no sítio em situações em que a área
10 apresenta baixa resiliência devido ao grau de degradação e/ou por seu isolamento,
11 retardando ou estagnando a regeneração natural (Holl & Aide 2011). O aumento da
12 complexidade da vegetação é importante tanto para aumentar a diversidade local como
13 para servir de corredor e habitat para espécies dispersoras, que por sua vez pode
14 proporcionar o incremento de espécies residentes nas áreas reflorestadas (Wunderle Jr.
15 1997).

16 Nesse contexto, é importante que em projetos de restauração sejam consideradas
17 tanto as limitações do sítio como as limitações impostas pelo entorno, em uma escala
18 maior (Tambosi et al. 2014, Holl & Aide 2011). Os elementos da paisagem, como o
19 grau de isolamento da área e a natureza da matriz, bem como o estado de conservação
20 das fontes de propágulos afetam a dinâmica de populações de espécies e a composição
21 das comunidades em restauração (Tambosi et al. 2014). Além disso, esta influência é
22 mediada pela capacidade de dispersão das espécies (Janzen 1988) e pela forma em que
23 estas utilizam recursos, sendo generalistas, capazes de obter recursos na matriz e em
24 habitats sucessionais, ou especialistas de habitat maduro (Nekola & White 1999).
25 Assim, paisagens fragmentadas poderiam facilitar a sobrevivência nos remanescentes

26 florestais, bem como a colonização nos habitats em restauração, de espécies generalistas
27 e/ou com grande capacidade de dispersão, em detrimento de espécies especialistas e/ou
28 com capacidade limitada de dispersão (Wunderle 1997).

29 Em paisagens mais heterogêneas a similaridade entre comunidades tende a
30 diminuir de forma não-linear com o aumento da distância física entre essas
31 comunidades (Garcillán & Ezcurra 2003). Essa variação na similaridade entre as
32 comunidades está relacionada, basicamente, a características ambientais e espaciais, que
33 ocasionam uma diminuição na similaridade biológica, chamada então de distância de
34 decaimento biológico (Nekola & White 1999).

35 A distância de decaimento biológico pode ser observada em três contextos
36 diferentes. O primeiro é ocasionado por uma diminuição na similaridade do ambiente
37 com o aumento da distância entre as comunidades (modelo de diferença de nicho). O
38 segundo se deve à configuração espacial da paisagem (fragmentação e isolamento de
39 habitats), ao contexto espacial (composição da matriz) e à capacidade de dispersão da
40 espécie (Nekola & White 1999). O terceiro contexto pode ser descrito como a negação
41 dos outros dois, com base na teoria Neutra de Hubbel, em que a dispersão, as interações
42 entre as espécies e a adaptação ao ambiente não são importantes, sendo a composição
43 das comunidades fruto de eventos aleatórios (Hubbel 2005).

44 O objetivo desse trabalho foi verificar se há influência da distância entre os
45 reflorestamentos entre si e entre os reslorestamentos e remanescentes florestais sobre a
46 composição florística, às margens do reservatório da UHE Capivara, no norte do
47 Paraná. Para isso formularam-se as seguintes hipóteses:

48 (i) menor distância entre os reflorestamentos e os remanescentes florestais
49 implica em maior similaridade florística com o *pool* de espécies presentes em
50 remanescentes florestais da região, como resultado do filtro imposto pela distância a

51 espécies com diferentes capacidades de dispersão. Neste contexto o efeito de variações
52 na matriz foi considerado desprezível, dada a sua relativa uniformidade.

53 (ii) maior distância entre os reflorestamentos implica em menor similaridade
54 florística entre os mesmos devido a variações na composição entre as fontes de
55 sementes, i.e. os remanescentes de floresta estacional semidecidual (FES). Assim, os
56 reflorestamentos devem refletir também a diferença florística atual entre os
57 remanescentes de FES.

58

59 **MATERIAIS E MÉTODOS**

60 *Área de estudo*

61 O estudo foi realizado em doze reflorestamentos e três remanescentes florestais
62 localizados no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, região norte do
63 Paraná, Brasil. A vegetação original na região é a Floresta Estacional Semidecidual
64 (FES), um tipo florestal da Mata Atlântica (Mapa 1). A paisagem atual é extremamente
65 fragmentada e conta com menos de 2% da cobertura original no entorno imediato do
66 Reservatório, embora a média regional seja de cerca de 8% (Torezan 2004). A região
67 tem um histórico do uso do solo com forte predominância de monoculturas de soja e
68 milho nos últimos 40 anos.

69 O clima da região é caracterizado como Cfa subtropical úmido, segundo a
70 classificação de Köppen, com período mais intenso de chuvas no verão (Dezembro-
71 Janeiro) e sem estação seca definida. A temperatura média no mês mais quente (Janeiro)
72 é de 23,8°C e no mês mais frio (Julho) de 16,8°C, apresentando precipitação média
73 anual entre 1400 mm e 1600 mm. O solo é classificado como latossolo eutroférico, de
74 origem basáltica (EMBRAPA 1999).

75 Todos os reflorestamentos estão entre 334 m e 338 m de altitude. Os plantios
76 apresentam idades entre 8 e 10 anos com espécies arbóreas nativas, pioneiras e
77 secundárias iniciais, apresentando espaçamento entre as mudas de 2 x 3 m (Cavalheiro
78 et al. 2002) com média de 30 espécies por talhão reflorestado. Foi realizada manutenção
79 manual (roçagem) e mecânica para retirada de espécies consideradas, na ocasião, como
80 invasoras durante os dois primeiros anos após o plantio. Nesse período, qualquer tipo de
81 regenerante (nativo ou não) foi eliminado.

82 Os três remanescentes florestais amostrados passaram por extração seletiva de
83 madeira há cerca de 40 anos, sem histórico de outras perturbações relevantes. Os
84 remanescentes florestais (referidos pela letra F) estão localizados em três municípios:
85 F1 - Rancho Alegre (23°04' S, 50°54' W), F2 - Sertaneja (23°1' S, 50°47' W) e F3 -
86 Alvorada do Sul (22°45''S, 51°11''W), com áreas, respectivamente de 108 ha, 32 ha e
87 130 ha, estando entre os maiores no entorno do reservatório.

88

89 *Coleta de Dados*

90 Os reflorestamentos amostrados foram escolhidos seguindo os critérios: 1)
91 estarem a diferentes distâncias de fontes de propágulos, sendo que foram considerados
92 como fontes de propágulos remanescentes florestais acima de 10 ha (Tabela 1). Exceto
93 os remanescentes florestais F1, F2 e F3 os demais remanescentes não foram
94 amostrados, sendo então consideradas apenas características físicas como distância entre
95 reflorestamentos e remanescente florestal e área do remanescente para a análise de
96 paisagem; 2) apresentarem idades similares (Tabela 1) e 3) não apresentar histórico de
97 perturbações severas, como incêndios e pastoreio acidental por gado. Os
98 reflorestamentos mais distantes apresentam aproximadamente 40 Km de distância entre
99 si.

100 Em cada local de amostragem (reflorestamento ou remanescente florestal) foram
101 alocadas 10 parcelas de 10 x 10 m (totalizando 1000 m² por local), com um mínimo de
102 20 m entre parcelas. Nos reflorestamentos, que são faixas alongadas acompanhando as
103 margens do reservatório, as parcelas foram estabelecidas no centro da faixa,
104 paralelamente ao curso d'água com o intuito de minimizar os efeitos de borda. Em cada
105 parcela todos os indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e lianas) com altura igual ou
106 superior a 100 cm foram identificados e contados. As lianas foram amostradas apenas
107 quando estavam enraizadas no interior das parcelas, evitando-se contabilizar o mesmo
108 indivíduo mais de uma vez.

109 As espécies amostradas nos reflorestamentos foram classificadas como espécies
110 “plantadas”, ou seja, espécies arbóreas nativas da FES que foram utilizadas no plantio
111 de mudas e espécies “não plantadas” que contemplam todas as espécies arbóreo-
112 arbustivas e lianas amostradas e não utilizadas nos reflorestamentos, sejam elas nativas
113 ou exóticas, de origem florestal ou não (ver Glossário 1)). Os regenerantes de espécies
114 plantadas foram excluídos das análises, uma vez que não há influência da estrutura da
115 paisagem para que se dispersem até os reflorestamentos. No entanto, este procedimento
116 expurgou espécies que também estão presentes nos remanescentes florestais e que
117 fazem parte da flora regional. Os regenerantes de espécies não plantadas foram
118 classificados segundo a síndrome de dispersão em espécies zoocóricas, anemocóricas e
119 autocóricas.

120

121 *Análise de dados*

122 Para verificar se a amostragem nos remanescentes florestais foi suficiente para
123 representar o conjunto de espécies presente nas áreas de estudo, foi construída uma
124 curva de acúmulo de espécies.

125 Foi utilizado o coeficiente de Jaccard (J) para calcular a similaridade florística
126 entre as áreas amostradas. A similaridade foi calculada entre os três remanescentes
127 florestais a fim de confirmar se havia semelhança na composição florística que
128 permitisse unir a composição dos três remanescentes florestais em uma lista única
129 formando o que foi chamado de *pool* de espécies.

130 A similaridade florística foi calculada entre os reflorestamentos e o *pool* de
131 espécies com o intuito de testar relação entre a composição de espécies florestais (não
132 plantadas) nos reflorestamentos e a distância do remanescente mais próximo (distância
133 de decaimento), utilizando-se o *pool* de espécies em substituição à composição do
134 remanescente florestal mais próximo.

135 A distância de decaimento também foi avaliada entre os reflorestamentos, a fim
136 de se inferir a influência de eventuais diferenças na composição florística das fontes de
137 sementes mais próximas. Para isso foram excluídas as espécies utilizadas nos
138 reflorestamentos.

139 Tanto para a distância de decaimento com relação à similaridade florística entre
140 remanescentes florestais e reflorestamentos, como para a similaridade florística dos
141 reflorestamentos entre si, foi considerado o total de espécies e separadas por síndrome
142 de dispersão.

143 Foram realizadas regressões múltiplas *a priori* incluindo como variável
144 explicativa a distância do remanescente mais próximo e a idade dos reflorestamentos,
145 para verificar se a idade realmente não estaria influenciando na composição florística.

146 A análise de similaridade foi realizada no programa EstimateS 9.1.0. A distância
147 de decaimento foi testada por regressão linear realizada no programa Statistica 8.0.

148

149 **RESULTADOS**

150 No total, foram amostrados nos três remanescentes florestais 3.754 indivíduos
151 distribuídos em 138 espécies (Apêndice 1). Isoladamente, os remanescentes florestais
152 apresentaram 75 (F3), 96 (F2) e 97 (F1) espécies. A curva de rarefação indicou que o
153 número de parcelas foi suficiente para representar o conjunto de espécies dos
154 remanescentes florestais (Figura 1).

155 O coeficiente de Jaccard calculado entre os remanescentes florestais apresentou
156 valores entre 0,35 e 0,53. Segundo o valor-limite de 0,25 proposto por Müller-
157 Dombois & Ellenberg (1974), os remanescentes podem ser considerados similares
158 floristicamente.

159 Os reflorestamentos apresentaram 2.758 indivíduos distribuídos em 68 espécies
160 não plantadas, sendo que 40 espécies seriam oriundas dos remanescentes florestais. Os
161 reflorestamentos apresentaram 57% de indivíduos com síndrome de dispersão zoocórica,
162 36% de indivíduos com síndrome de dispersão anemocórica e 7% com síndrome de
163 dispersão autocórica. Os três reflorestamentos mais próximos a uma fonte de
164 propágulos (distância zero) apresentaram entre 1% a 11% de similaridade com o *pool* de
165 espécies dos remanescentes florestais e os mais distantes não apresentaram indivíduos
166 de espécies dos remanescentes florestais.

167 A diferença de idade entre os reflorestamentos não mostrou influenciar a
168 composição florísticas dos mesmos ($p > 0,05$).

169 Não houve relação entre a distância entre as áreas analisadas (distância entre os
170 reflorestamentos e entre os reflorestamentos e remanescentes florestais) e a similaridade
171 florística (Figura 2). A similaridade de espécies florestais entre os reflorestamentos e os
172 remanescentes florestais não apresentou relação com a distância do remanescente mais
173 próximo quando foi utilizado o *pool* de espécies da região ($p > 0,05$). A similaridade
174 entre os reflorestamentos também não apresentou relação com a distância entre os

175 mesmos, seja para o total das espécies não plantadas, seja separadas pela síndrome de
176 dispersão ($p > 0,05$).

177 Analisando a similaridade separadamente verifica-se que os reflorestamentos são
178 bastante similares entre si, pois cerca de 40% dos pares de reflorestamentos analisados
179 apresentaram índices de similaridades maiores que 50%, ressaltando-se que não se trata
180 aqui das espécies utilizadas no plantio. Em relação aos remanescentes florestais os
181 reflorestamentos apresentaram baixa similaridade. Entre os reflorestamentos adjacentes
182 a remanescentes florestais, R1 foi o que compartilhou mais espécies com o
183 remanescente florestal mais próximo (Tabela 2). O reflorestamento R1 também
184 apresentou maior similaridade com F2 e F3 do que os reflorestamentos adjacentes a
185 esses remanescentes florestais. Ainda, o reflorestamento R6 compartilhou mais espécies
186 com os remanescentes F2 e F3 do que os reflorestamentos adjacentes a estes
187 remanescentes, estando mais distante que os mesmos (Tabela 2).

188

189 **DISCUSSÃO**

190 O decaimento da similaridade com relação à distância mostrou não ser um
191 processo determinante para caracterizar a composição de espécies dos reflorestamentos
192 estudados. Isso pode estar relacionado a processos biológicos, a fatores ambientais e ao
193 espaço geográfico (Krebs 2001).

194 Com relação aos processos biológicos, deve-se considerar que as possíveis
195 limitações na biota atual dos remanescentes florestais podem comprometer a dispersão
196 de espécies para os reflorestamentos. A composição florísticas em reflorestamentos tende
197 a mudar ao longo dos anos com o aumento de espécies provenientes de fontes externas
198 (Suganuma et al. 2014). Nesse sentido, o estado de conservação da fauna dispersora e

199 da flora dessas fontes pode ser determinante para composição florística em áreas sob
200 restauração.

201 Ainda, os reflorestamentos analisados foram implantados há, no máximo, dez
202 anos o que significa que estes reflorestamentos estão em início de sucessão e sujeitos a
203 uma maior instabilidade microclimática e, conseqüentemente, a maiores restrições ao
204 estabelecimento de espécies melhor adaptadas ao ambiente florestal (McClain et al.
205 2011).

206 Outro fator a ser considerado é a composição da matriz. Aparentemente, os
207 poucos remanescentes florestais espalhados pela paisagem estudada, assim como outros
208 componentes de vegetação diferentes da matriz, não são suficientes para aumentar a
209 permeabilidade da paisagem. Em regiões em que a maior parte da vegetação foi
210 suprimida, aumentar a permeabilidade da paisagem significa aumentar em quantidade e
211 qualidade os mosaicos de habitats que compõem a paisagem (capoeiras, corredores de
212 vegetação e pequenos agrupamentos de árvores) aumentando a mobilidade de
213 dispersores (Wunderle Jr. 1997, Harvey et al. 2006, Chazdon et al. 2009, Oliveira et al.
214 2015).

215 Uma matriz homogeneamente composta por um tipo de cobertura (plantações de
216 grãos) estruturalmente diferente do habitat florestal pode impor grandes restrições à
217 movimentação da biota, levando a uma seleção restrita de espécies nativas capazes de
218 passar por este filtro (Umetsu et al. 2008). Isto pode contribuir para explicar o fato de
219 que grande parte dos pares de reflorestamentos analisados apresenta similaridade maior
220 que 50%, tendo sido colonizados, em geral, pelo mesmo conjunto básico de espécies.
221 Segundo Nekola & White (1999), o decaimento da similaridade biológica está
222 relacionado à mudança gradual do meio físico (clima, solo etc) com a distância e/ou às
223 características da paisagem como o tipo de matriz, o grau de isolamento e o tamanho do

224 habitat. Na região estudada observou-se que não existe uma mudança ambiental, na
225 escala amostrada, capaz de ocasionar variações significativas na composição florística.
226 Por outro lado, as restrições impostas pela estrutura da paisagem podem ser relevantes,
227 levando à uniformização dos reflorestamentos por meio da colonização por parte de um
228 grupo restrito de espécies.

229 A síndrome de dispersão de sementes é um fator importante no que diz respeito
230 à capacidade de uma espécie vegetal em colonizar novos habitats em uma paisagem.
231 Espécies mais vageis tendem a apresentar distâncias de decaimento maiores (Nekola &
232 White 1999). Em paisagens em que grande parte da cobertura florestal foi suprimida e a
233 matriz que envolve os poucos remanescentes florestais é composta por monoculturas de
234 grãos, as espécies mais vageis serão aquelas com dispersão anemocórica ou, de modo
235 geral, espécies com sementes pequenas dispersas por animais generalistas (Herlin & Fry
236 2000).

237 A menor similaridade entre os dois reflorestamentos e os remanescentes
238 florestais adjacentes a eles, quando comparada com a do reflorestamento mais distante,
239 sugere que outras estruturas florestais como, por exemplo, pequenos remanescentes de
240 floresta secundária ou mesmo de floresta madura, mas com área menor do que a mínima
241 estipulada para o inclusão neste estudo, podem estar contribuindo com propágulos para
242 a colonização de espécies não plantadas em alguns reflorestamentos.

243 Nos reflorestamentos, além das restrições impostas pela distância e pela
244 composição das fontes de sementes, e pela permeabilidade da matriz, o microclima pode
245 ser um fator determinante na composição de espécies, impondo um filtro ecológico pós-
246 dispersão (Soininen et al. 2007). O microclima nos reflorestamentos estaria, então,
247 contribuindo para selecionar, dentre as espécies presentes na paisagem do entorno e

248 capazes de dispersarem-se pela matriz, aquelas adaptadas às condições desse meio mais
249 austero, como, por exemplo, espécies arbustivo-arbóreas pioneiras e herbáceas ruderais.

250 As possíveis consequências destes resultados seriam a homogeneização da
251 composição florística e a redução da diversidade, tanto dos remanescentes florestais
252 quanto dos reflorestamentos. No entanto, estudos em reflorestamentos com maior tempo
253 de desenvolvimento podem contribuir para uma melhor compreensão destes fenômenos,
254 devido à atenuação progressiva das restrições microclimáticas advindas do
255 desenvolvimento da vegetação.

256

257 **CONCLUSÃO**

258 A distância entre os reflorestamentos e os remanescentes florestais não explicou
259 a similaridade florística entre os mesmos, possivelmente por restrições impostas pela
260 combinação de filtros para a dispersão de sementes e para o estabelecimento, o que
261 levaria à seleção de um mesmo conjunto de espécies capazes de colonizar os
262 reflorestamentos. Da mesma forma e possivelmente pelos mesmos motivos a distância
263 entre os reflorestamentos não explicou a similaridade entre os mesmos, refutando a
264 hipótese de que as variações na composição das fontes de sementes poderiam levar a
265 variações na composição dos reflorestamentos, ao menos para os locais e o intervalo de
266 idades estudados.

267

268 **REFERÊNCIAS**

- 269 Cavalheiro AL, Torezan JMD & Fadelli L, 2002. Recuperação de áreas degradadas: procurando
270 por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. In Medri ME, Bianchini E, Shibatta
271 OA & Pimenta JA (eds) A bacia do rio Tibagi, Londrina, PR. p. 213-224.
- 272 Chazdon R et al., 2009. Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in
273 tropical cultural landscapes. *Biotropica*, 41:141-153.
- 274 EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), 1999. Sistema brasileiro de
275 classificação de solos. Brasília, Embrapa Produção de Informação
- 276 Garcillán PP & Ezcurra E, 2003. Biogeographic regions and β -diversity of woody dryland
277 legumes in the Baja California península. *Journal of Vegetation Science*, 14(6):859-868.
- 278 Harvey CA et al., 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in
279 agricultural landscapes. *Ecological Applications*, 16:1986-1999.
- 280 Herlin ILS & Fry GLA, 2000. Dispersal of woody plants in forest edges and hedgerows in a
281 Southern Swedish agricultural area: the role of site and landscape structure. *Landscape*
282 *Ecology*, 15:229-242.
- 283 Holl KD & Aide TM, 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology*
284 *and Management*, 261:1558–1563.
- 285 Hubbell SP, 2005. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional
286 equivalence. *Funct. Ecol.*, 19:166–172.
- 287 Janzen DH, 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest growth. *Ann.*
288 *Missoui Bot. Gard.*, 75:105–116.
- 289 Krebs C, 2001. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. San
290 Francisco, California: Benjamin Cummings.

291 McClain CD, Holl KD & Wood DM, 2011. Successional Models as Guides for Restoration of
292 Riparian Forest Understory. *Restoration Ecology* 19(2):280–289.

293 Müeller-Dombois D & Ellenberg E, 1974. Aims and methods of vegetation ecology. Wiley,
294 New York.

295 Naveh Z., 1994. From biodiversity to ecodiversity: a landscape approach to conservation and
296 restoration. *Restoration Ecology*, 2:180-189.

297 Nekola JC & White PS, 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology.
298 *Journal of Biogeography*, 26:867–878.

299 Oliveira CCC, Pereira LCSM & Torezan JMD, 2015. Plant diversity in hedgerows amidst
300 Atlantic Forest fragments. *Acta Botanica Brasilica*, 29(2): 239-243.

301 Soininen J, McDonald R & Hillebrand H, 2007. The distance decay of similarity in ecological
302 communities. *Ecography*, 30:3-12.

303 Suganuma MS, Assis GB & Durigan, G, 2014. Changes in plant species composition and
304 functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest.
305 *Community Ecology*, 15(1): 27-36.

306 Tambosi LR et al., 2014. A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on
307 Habitat Amount and Landscape Connectivity. *Restoration Ecology*, 22(2):169–177.

308 Torezan JMD, 2004. Fragmentação Florestal e Prioridades para a Conservação da
309 Biodiversidade. Tese em Ciências da Engenharia Ambiental. Universidade de São Paulo.

310 Umetsu F, Metzger JP & Pardini R, 2008. Importance of estimating matrix quality for
311 modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic
312 forest small mammals. *Ecography*, 31:359-370.

313 Wunderle Jr. JM, 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest
314 regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management*, 99:223–23

Tabela 1. Reflorestamentos (R) com espécies nativas, amostrados no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. Área e idade (tempo desde o plantio de mudas) dos talhões de reflorestamento (polígonos preparados e plantados de uma única vez com a mesma mistura de espécies), distância em linha reta entre um reflorestamento e um remanescente florestal mais próximo e área do remanescente de Floresta Estacional Semidecidual (F) mais próximo. Apenas R1, R2 e R3 foram amostrados com relação à abundância e riqueza de espécies.

	R		F e R	F
	Idade (meses)	Área (ha)	Distância (m)	Área (ha)
R1	129	11,78	0	108
R2	118	14,4	0	32
R3	109	7,8	0	130
R4	102	18,79	90	27
R5	129	8,48	110	43
R6	112	4,38	160	14
R7	128	4,76	250	32
R8	123	6,43	570	18
R9	133	25,17	830	34
R10	114	10,46	970	108
R11	111	7,43	1400	19
R12	104	7,14	3200	19

Tabela 2. Similaridade florística entre reflorestamentos (R) e remanescentes florestais (F) localizados no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. J = índice de Jaccard e DL = distância em linha reta entre F e R.

Local de amostragem		J	DL (Km)
F1	R1	0,156	0
F2	R1	0,139	5
F3	R1	0,131	30
F2	R6	0,121	24
F1	R6	0,092	28
F3	R6	0,083	3
F2	R2	0,076	0
F3	R3	0,012	0

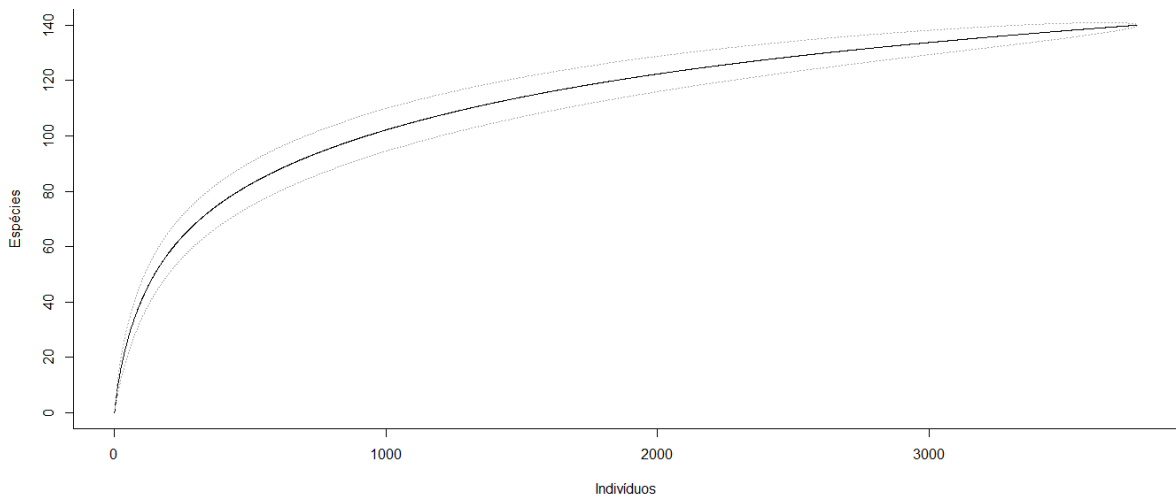


Figura 1. Curva de rarefação de espécies lenhosas (árvores, arbustos e lianas) amostradas em três remanescentes florestais no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná.

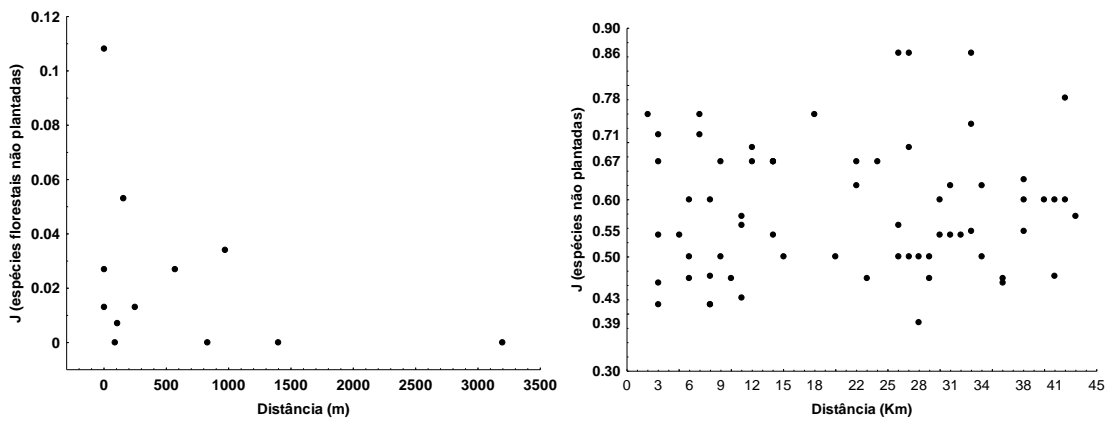


Figura 2. Distância de decaimento da similaridade florística. À esquerda, relação da similaridade florística entre os reflorestamentos e os remanescentes florestais e a distância do remanescente mais próximo. À direita, relação entre a similaridade florística entre os reflorestamentos e a distância entre os mesmos.

Apêndice 1. Espécies amostradas em 12 reflorestamentos (R) e três remanescentes florestais (F) no reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. SD = síndrome de dispersão, Ane = anemocórica, Aut = autocórica, Zoo = zoocórica, Local = local em que a espécie foi amostrada.

	SD	Local
Acanthaceae		
<i>Justicia brasiliana</i> Roth	Aut	F
Achatocarpaceae		
<i>Achatocarpus pubescens</i> C.H. Wright	Zoo	F
Anacardiaceae		
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Ane	F/R
<i>Mangifera indica</i> L.*	Zoo	R
Annonaceae		
<i>Annona cacans</i> Warm.	Zoo	F/R
<i>Rollinia sylvatica</i> (A.St.-Hil.) Mart.	Zoo	F
Apocynaceae		
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	Ane	F
<i>Forsteronia</i> sp.	-	F
<i>Forsteronia rufa</i> Müll. Arg.	Ane	F
Aralicaceae		
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	Zoo	F
Arecaceae		
<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	Zoo	F
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman ¹	Zoo	R
Asteraceae		
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Ane	R
<i>Baccharis trinervis</i> Pers.	Ane	R
<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	Ane	R
<i>Melampodium divaricatum</i> (Rich. ex Pers.) DC.	Ane	R
<i>Mikania</i> sp.	Ane	F
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	Ane	R
Bignoniaceae		
<i>Adenocalymma marginatum</i> (Cham.) DC.	Ane	F
<i>Adenocalymma paulistarum</i> Bureau & K.Shum.	Ane	F
<i>Adenocalymma</i> sp.	-	F
<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G.Lohmann	Ane	F
<i>Anemopaegma chamberlaynii</i> (Sims) Bureau & K. Schum.	Ane	F
<i>Bignonia sciuripabulum</i> (K. Schum.) L.G. Lohmann	Ane	F
<i>Cuspidaria</i> sp.	Ane	F
<i>Fridericia chica</i> (Bonpl.) L.G. Lohmann	Ane	F
<i>Fridericia dichotoma</i> (Jacq.) L.G. Lohmann	Ane	F
<i>Fridericia leucopogon</i> (Cham.) L.G. Lohmann	Ane	F

<i>Fridericia</i> sp.	-	F
<i>Fridericia samydoides</i> (Cham.) L.G. Lohmann	Ane	F
<i>Glaziovia bauhinioides</i> Bur. ex Baill.	Ane	F
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ane	R
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Ane	F
<i>Mansoa difficilis</i> (Cham.) Bureau & K. Schum.	Ane	F
<i>Tanaecium mutabile</i> (Bureau & K. Schum.) L.G. Lohmann	Ane	F
<i>Tanaecium selloi</i> (Spreng.) L.G. Lohmann	Ane	F
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth*	Ane	R
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Ane	F
Bixaceae		
<i>Bixa orellana</i> L.	Zoo	R
Boraginaceae		
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Zoo	F/R
<i>Heliotropium transalpinum</i> Vell.	Aut	R
<i>Patagonula americana</i> L. ¹	Ane	R
Cactaceae		
<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	Zoo	F
Capparaceae		
<i>Capparidastrium</i> sp.	Zoo	F/R
Cardiopteridaceae		
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	Zoo	F/R
Caricaceae		
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	Zoo	F
Celastraceae		
<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek	Zoo	F
Euphorbiaceae		
<i>Acalypha gracilis</i> Spreng.	Aut	F
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Aut	F
<i>Croton triqueter</i> Lam.	Aut	R
<i>Croton gracilipes</i> Baill.	Aut	R
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	Aut	F
<i>Sapium haematospermum</i> Müll.Arg. ¹	Zoo	R
Fabaceae		
<i>Bauhinia</i> sp.	-	F
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Ane	F
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Aut	F
<i>Inga marginata</i> Willd.	Zoo	F
<i>Inga striata</i> Benth.	Zoo	F
<i>Inga vera</i> Willd.	Zoo	F
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit*	Aut	R
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Ane	F/R
<i>Lonchocarpus nitidus</i> (Vogel) Benth.	Ane	F
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Ane	F

<i>Machaerium paraguariensis</i> Hassl.	Ane	F
<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	Ane	F
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Ane	F
<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	Ane	F
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão ¹	Ane	R
<i>Senna pendula</i> (Humb.& Bonpl.ex Willd.) H.S.Irwin & Barneby	Aut	F
<i>Senegalia tenuifolia</i> (L.) Britton & Rose	Ane	F
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze*	Ane	R
Lauraceae		
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Zoo	F/R
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Zoo	F/R
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Zoo	F
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	Zoo	F
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	Zoo	F
Malpighiaceae		
<i>Banisteriopsis muricata</i> (Cav.) Cuatrec.	Ane	F
<i>Heteropterys bicolor</i> A.Juss.	Ane	F
<i>Heteropterys intermedia</i> (A.Juss.) Griseb.	Ane	F
<i>Heteropterys</i> sp.	-	F
<i>Hiraeae fagifolia</i> (DC.) A.Juss.	Ane	F
<i>Hiraeae</i> sp.	-	F
<i>Mascagnia divaricata</i> (Kunth) Nied.	Ane	F
Malvaceae		
<i>Sidastrum micranthum</i> (A.St.-Hil.) Fryxell	Aut	R
<i>Sidastrum paniculatum</i> (L.) Fryxell	Aut	R
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Ane	R
<i>Wissadula hernandioides</i> (L.Hér.) Garcke	Aut	R
Melastomataceae		
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	Zoo	F
Meliaceae		
<i>Cabranea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Zoo	F/R
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Ane	F
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Zoo	F/R
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Zoo	F
<i>Melia azedarach</i> L.*	Zoo	R
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	Zoo	F
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Zoo	F/R
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Zoo	F/R
Monimiaceae		
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	Zoo	F
Moraceae		
<i>Ficus glabra</i> Vell.	Zoo	F
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud. ¹	Zoo	R
<i>Morus nigra</i> L.*	Zoo	R
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger et al.	Zoo	F

Myrtaceae		
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Zoo	F
<i>Eugenia blastantha</i> (O.Berg) D.Legrand	Zoo	F/R
<i>Eugenia florida</i> DC.	Zoo	F/R
<i>Eugenia myrciariifolia</i> Soares-Silva & Sobral	Zoo	F
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	Zoo	F/R
<i>Eugenia subterminalis</i> D. Legrand	Zoo	F
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Zoo	F/R
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	Zoo	F
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	Zoo	F
<i>Plinia trunciflora</i> (O.Berg) Kausel	Zoo	F
<i>Psidium guajava</i> L.*	Zoo	R
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels*	Zoo	R
Nyctaginaceae		
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Zoo	F
<i>Pisonia aculeata</i> L.	Zoo	F/R
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl ¹	Zoo	R
Passifloraceae		
<i>Passiflora</i> sp.	Zoo	F
Phyllanthaceae		
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	Aut	F
Phytolaccaceae		
<i>Seguiera aculeata</i> Jacq.	Zoo	F
Picramniaceae		
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	Zoo	F/R
Piperaceae		
<i>Piper aduncum</i> L. ¹	Zoo	R
<i>Piper amalago</i> L.	Zoo	F/R
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Zoo	F
<i>Piper martianum</i> Kunth	Zoo	F
Polygonaceae		
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	Ane	F
Primulaceae		
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Zoo	F
Proteaceae		
<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. Ex R. Br*	Ane	R
Rhamnaceae		
<i>Gouania virgata</i> Reissek	Ane	F/R
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Zoo	F/R
Rosaceae		
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.*	Zoo	R
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	Zoo	F/R
Rubiaceae		
<i>Alseis floribunda</i> Schott	Ane	F

<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	Zoo	F
<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	Zoo	F
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Zoo	F/R
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Zoo	F
Rutaceae		
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Ane	F
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Aut	F
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	Aut	F
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	Aut	F
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Zoo	F
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Zoo	F/R
Salicaceae		
<i>Casearia decandra</i> Jacq. ¹	Zoo	R
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Zoo	F
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Zoo	F/R
<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	Zoo	F
Sapindaceae		
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hill., A. Juss & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	Zoo	F/R
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Zoo	F/R
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Ane	F
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. ¹	Zoo	R
<i>Paullinia meliifolia</i> Juss.	Zoo	F
<i>Paullinia rhomboidea</i> Radlk.	Zoo	F
<i>Serjania glabrata</i> Kunth	Zoo	F
<i>Serjania</i> sp.	-	F
Sapotaceae		
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Zoo	F/R
<i>Pouteria beaurepairei</i> (Glaz. & Raunk.) Baehni	Zoo	F
Solanaceae		
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	Zoo	R
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Zoo	R
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Zoo	R
<i>Solanum paniculatum</i> L.	Zoo	R
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Zoo	R
Styracaceae		
<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	Zoo	F
Verbenaceae		
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	Ane	F
<i>Lantana camara</i> L.	Zoo	R
<i>Lantana trifolia</i> (L.)	Zoo	R
Violaceae		
<i>Hybanthus bigibbosus</i> (A.St.-Hil.) Hassl.	Aut	F

*espécie exótica/¹ espécies da FES amostrada apenas nos reforestamentos

Author Guidelines

Aims and Scope

Natureza & Conservação (Brazilian Journal of Nature Conservation, N&C) is a scientific journal devoted to improving theoretical and conceptual aspects of conservation science. It has the main purpose of communicating new research and advances to different actors of society, including the academy, conservationists and practitioners, government and decision-makers. N&C publishes original papers on biodiversity conservation and its implications, including population viability analysis, biological invasion, species distribution modeling, diversity patterns, phylogeography and conservation genetics, reserve design and selection, ecosystem management, conservation policy, among others.

There is no bias towards particular biogeographic regions, organisms or ecosystems, although we expect more submissions from Tropical and Neotropical regions. Scientific papers must focus on new conceptual or methodological developments with practical implications. Case studies will be considered only if inserted in these more general contexts. Authors are encouraged to submit reviews and essays on arising issues, in agreement with the editorial board. Purely descriptive papers will not be considered.

Submission

Please submit your manuscript through our electronic submission system (<http://www.elsevier.com/ncon>). In the initial e-mail, corresponding author must explicitly state that the manuscript was not submitted to other journal and that all co-authors are aware of the submission. Also in the submission message, authors must indicate three preferred reviewers (along with their e-mails and affiliations), as well as stating if someone is to be avoided as a reviewer (non-preferred reviewer). Manuscripts will be screened by the editorial board before being sent out for external review and may be rejected editorially. Editorial reject decisions are based on how well a manuscript fits the scope of the journal as well as on the quality of the manuscript.

Sections

N&C publishes original papers in English, following four formats: Essays Perspectives will deal with longer essays and reviews (up to 6000 words) updating recent topics of interest in conservation science. Essays Perspectives will be usually invited, but submissions can be discussed with the editors in advance and suggestions

are welcome. Original scientific research will be published in the format of Research Letters, which are short and concise manuscripts with up to 3000 words in length, up to 4 figures and/or tables, and 25 references. Policy forums are brief essays (1000 to 2000 words plus 1-2 figures) for a general audience on issues related to conservation and society. Contributions to this section should clearly articulate the significance of their ideas for conservation policy and practice. Book reviews (up to 2000 words) will be included in the journal on a range of relevant titles that are not more than two years old. Submission to this journal proceeds totally online and you will be guided stepwise through the creation and uploading of your files. The system automatically converts your files to a single PDF file, which is used in the peer-review process.

Manuscripts

Format

Manuscripts should be double-spaced throughout (including tables, figure legends, literature cited) with all lines and pages numbered.

Text

The title page must contain the section for which the manuscript is intended, the title of the manuscript and the authors' name, associated by superscript numbers indicating their affiliations, the total word count (including references, tables and figure legends) and a short title. The second page must contain 5 keywords for indexation purposes and an abstract with up to 300 words for *Essays Perspectives*, and up to 150 words for *Research Letters*. The next pages will contain the main text. For *Research Letters*, main captions will follow the standard format (introduction, material and methods, results, and discussion), but there is no specific format for *Essays Perspectives*. In both cases, main captions must be typed in uppercase bold font, and subtitles within each main caption must be italicized. A limit of 25 references is established for *Research Letters*, and about 50 references are suggested for *Essays Perspectives*. For *Research Letters*, a limit of 4 figures and/or tables is recommended and authors must write as concise as possible, especially the methods section. It is strongly advised that the details of methods or original data are assigned to a supplementary material (with all figures and tables referred in the main text as Table S1, Figure S1, S2 and so on), which will be published online only. Avoid right margin justification and hyphenation. Double-check the contents of your manuscript before submitting. Only printer' mistakes in proofs will be changed free of charge.

Figures

Since first submission, high-resolution figures in TIF, WMF or EMF formats will be required, with a minimum resolution of 300 dpi. Figure legends must be, as much as possible, standalone and must be typed separately, appearing in the end of the main text. Tables must be inserted at the end of the main text with the title, and built using the “Table” option of word processor or any open-source application (and not typed “manually” or pasted from spreadsheet applications). Within figures, authors must be aware that symbols must be large-enough to be readable after reduction in size in the final publication.

Units

Use SI units as far as possible.

Nomenclature

Binomial Latin names should be used in accordance with International Rules of Nomenclature.

References

Citations in the main text will follow the author-year standard format - 2 Harvard [i.e., Rabelo 2007; Bini & Diniz-Filho 2005; Loyola et al. 2008; or Loyola et al. (2008)]. In the reference list, papers with more than 3 authors must be referred as “et al.” as well, and references to articles, books and book chapters are as follows: Silva JMC, 1995. Birds of the cerrado region, South America. *Steenstrupia*, 21:69-92. Balmford A et al., 2001. Conservation conflicts across Africa. *Science*, 291:2616-2619. PMID:11283376. [http:// dx.doi.org/10.1126/science.291.5513.2616](http://dx.doi.org/10.1126/science.291.5513.2616) Marinho-Filho J, Rodrigues FHG & Juarez KM, 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. In Olivera PS & Marques RJ (eds.). *The Cerrados of Brazil*. New York: Columbia University Press. p. 266-284. Legendre P & Legendre L, 1998. *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier. Do not refer to unpublished material. The reference list should be arranged alphabetically on authors’ names and chronologically per author. If the author’s name is also mentioned with co-authors, the following order should be used: publications of the single author, arranged chronologically - publications of the same author with one coauthor, arranged chronologically – publications of the author with more than one co-author, arranged chronologically. Publications by the same author(s) in the same year should be listed as 2009a, 2009b, etc. Reference lists not conforming to this format will be returned for revision. We recommend the use of a tool

such as Mendeley or EndNote for reference management and formatting. Click here to download the most up to date EndNote reference style for Natureza Conservação. Mendeley users will find it in the Mendeley citation styles repository.

Language and style

Manuscripts will be checked for style and language and authors are invited to ask native speakers or use available online services to improve correctness of language and style. For standardization purposes, authors must check for spelling using the US-English option in their word processor or any open-source application. Editors and reviewers are invited to help in the process of improving as much as possible language and style of the manuscript. The impact of the paper and, consequently, of the journal, will largely depend upon the quality of the English. After acceptance of the manuscripts, editor(s) will deserve the right to do minor changes to improve language and style.

Capítulo 2

**Invasão por gramíneas e distância de remanescentes florestais
sobre a regeneração em reflorestamentos de 8 a 10 anos de idade
no norte do Paraná**

(Artigo a ser submetido à revista Restoration Ecology)

**Invasão por gramíneas e distância de remanescentes florestais sobre a
regeneração em reflorestamentos de 8 a 10 anos de idade no norte do Paraná**

Carolina C. C. Oliveira¹, Roberta T. S. Cury¹, José Marcelo D. Torezan^{1*}

¹ Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas, Programa de Pós
Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina 86057-970,
Londrina PR, Brasil

*torezan@uel.br

Resumo

1
2 Reflorestamento é uma técnica de restauração indicada para facilitar o processo
3 sucessional por meio da regeneração natural, mas há fatores limitantes que podem
4 retardar a sucessão, como a baixa disponibilidade de propágulos e a invasão por
5 espécies exóticas. Estudos na área de restauração ecológica que abordem fatores do
6 próprio sítio conjuntamente com a estrutura da paisagem ainda são escassos. O presente
7 estudo teve como objetivo avaliar a interação entre a presença de gramíneas exóticas e a
8 distância de fontes de propágulos como fatores limitantes na regeneração em
9 reflorestamentos. Foram amostradas a riqueza e a densidade de espécies lenhosas, assim
10 como a luminosidade e a cobertura de gramíneas em 12 reflorestamentos com distâncias
11 variando entre 0 e 3200 m de remanescentes florestais. Em reflorestamentos mais
12 próximos a remanescentes florestais o número de indivíduos e de espécies com
13 propágulos oriundos de fontes de propágulos externas aos reflorestamentos chegou a
14 15% e 42%, respectivamente. O aumento da distância da fonte de propágulos e da
15 cobertura de gramíneas tiveram impacto negativo sobre a regeneração de espécies
16 florestais não plantadas, especialmente as zoocóricas. Neste estudo, observou-se que em
17 situações intermediárias de cobertura de gramíneas e distância de fonte de propágulos,
18 ambos os fatores exercem impacto sobre a regeneração. Os resultados sugerem que a
19 menor distância de um remanescente florestal pode ser decisiva no processo sucessional
20 por possibilitar um incremento de propágulos que pode favorecer a exclusão das
21 gramíneas das áreas reflorestadas por meio da competição.

22 Palavras-chave: chuva de sementes, ecologia de paisagem, fragmentação, Floresta
23 Atlântica, invasão biológica, sucessão secundária

24

25 **Implicações práticas**

26

27 • Deve-se evitar o controle indiscriminado de espécies ruderais (também
28 chamadas de “invasoras” ou “daninhas”) privilegiando o controle de espécies, a
29 exemplo de determinadas gramíneas exóticas, que realmente apresentem
30 impacto negativo sobre a regeneração.

31 • Em reflorestamentos distantes de fontes de propágulos é recomendável manter
32 as atividades de controle de gramíneas exóticas por mais tempo e considerar a
33 possibilidade de enriquecimento com mais espécies florestais.

34 • Quando possível o planejamento espacial da restauração em larga escala, deve-
35 se priorizar a restauração em sítios cuja posição leve a um aumento da
36 conectividade entre reflorestamentos e remanescentes florestais.

37

38 **Introdução**

39 Reflorestar áreas degradadas é uma técnica da restauração ecológica comumente
40 indicada em situações em que a regeneração natural se torna inviável devido à distância
41 de fontes de propágulos, à alta degradação do sítio ou até mesmo ao curto prazo exigido
42 em projetos de restauração para atingir determinadas metas (Holl e Aide 2011).

43 O plantio de espécies arbóreas/arbustivas tem como objetivo alcançar com maior
44 rapidez uma estrutura florestal que possibilite a restauração de funções e processos
45 ecológicos como a fixação de carbono, a decomposição e ciclagem de nutrientes, a
46 estabilização do solo, o controle microclimático, a polinização, a dispersão de sementes,
47 entre outros (SER 2004). A partir do plantio inicial, espera-se que se estabeleçam novas
48 espécies, em especial aquelas típicas de estágios mais avançados da sucessão, que em
49 geral necessitam de microclima apropriado, especialmente quanto à temperatura e
50 umidade (Aide et al. 2001; Souza e Batista 2004; Chazdon 2008; Holl e Aide 2011).

51 Muitos fatores podem comprometer ou retardar o estabelecimento de novas
52 espécies em áreas em restauração. No processo sucessional o primeiro filtro para a
53 colonização por espécies florestais atua na chegada de propágulos de fontes externas
54 (Holl et al. 2000; White et al. 2004). Posteriormente, outros fatores entram em cena
55 como o microclima, a competição com espécies invasoras, a frequência de incêndios e a
56 herbivoria (Holl et al. 2000; Cole 2009).

57 Em regiões em que a fragmentação florestal é alta, como na Floresta Atlântica
58 (mais de 80% dos remanescentes com menos de 50 ha), é comum que as áreas a serem
59 restauradas estejam distantes de fontes de propágulos. Alguns autores têm recomendado
60 o plantio com “alta diversidade de espécies” como forma de garantir o sucesso da
61 restauração (Rodrigues et al. 2009; Brancalion et al. 2010). No entanto, esta alta
62 diversidade de espécies diz respeito a uma fração da biota, especificamente espécies

63 arbóreas, e a sua introdução ativa não garante a continuidade da sucessão, uma vez que
64 representam muito pouco da diversidade local, excluindo arbustos, epífitas, herbáceas e
65 lianas, para tratar apenas de vegetais (Durigan et al. 2010). Nesse contexto, é essencial
66 que ocorra um incremento natural de espécies nos reflorestamentos proporcionado por
67 fontes de propágulos da paisagem (Robson e Handel 1993; Souza e Batista 2004; White
68 et al. 2004; Pereira et al. 2013).

69 Outro fator que tem sido considerado altamente impactante para a regeneração
70 natural é a presença de espécies invasoras, tanto pela competição direta com as espécies
71 nativas (Peterson e Haines 2000; Holl, et al. 2000; Mantoani et al. 2012; Mantoani e
72 Torezan 2015), quanto por afetar o funcionamento do ecossistema, como por exemplo,
73 aumentando a frequência e a intensidade de incêndios (Hobbs e Huenneke 1992;
74 Silvério et al. 2013). No entanto, tem se observado que os efeitos da invasão são
75 espécie-específicos e dependentes de características do sítio, como a fertilidade do solo
76 e luminosidade, por exemplo, de modo que algumas espécies exóticas, consideradas
77 como invasoras, podem não apresentar efeito negativo ou podem até mesmo apresentar
78 um efeito positivo na regeneração natural (Aide et al. 2001; Lockwood et al. 2007;
79 Suganuma et al. 2014). A presença de espécies herbáceas ruderais em áreas em
80 restauração, por exemplo, tem sido considerada como uma barreira para a regeneração
81 (Souza e Batista 2004), porém, alguns autores não descartam sua importância como
82 espécies facilitadoras no início do processo sucessional (Saulei e Swaine 1988; Dupuy e
83 Chazdon 1998; Leitão et al. 2010). Em projetos de restauração ecológica as gramíneas
84 exóticas frequentemente são um obstáculo tanto para o plantio das mudas como,
85 posteriormente, para o estabelecimento espontâneo de plântulas, seja de espécies do
86 próprio plantio ou de fontes externas (Holl e Crone 2004; Mantoani e Torezan 2015).
87 No entanto, uma questão pouco abordada na literatura é a possibilidade de que, com

88 níveis adequados de pressão de propágulos de espécies nativas, as invasoras sejam
89 deslocadas por estas, como sugerido por Mantoani e Torezan (2015), para explicar
90 melhoras espontâneas na regeneração em um reflorestamento invadido por *Megathyrus*
91 *maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs (capim colônia).

92 Descritores da regeneração como a riqueza e densidade de indivíduos, têm sido
93 recomendados como bons indicadores para monitoramento de áreas em restauração, por
94 indicar potencial de acúmulo de biomassa e de evolução da diversidade da comunidade
95 (Holl e Crone 2004; Ruiz-Jaen e Aide 2005b; Sansevero et al. 2011; Reid e Holl 2012;
96 Suganuma e Durigan 2015) e por refletir o estado de recuperação da fauna local
97 (George e Zack 2001). Porém, há poucos estudos abordando a interação entre os filtros
98 locais (como a presença de gramíneas) e a influência da paisagem como um fator
99 limitante (Holl e Crone 2004). Esta interação deve ser mais complexa em situações
100 intermediárias de invasão por gramíneas ou de isolamento em relação a fontes de
101 sementes, uma vez que em casos extremos é razoável supor que um dos fatores seja
102 preponderante.

103 Os reflorestamentos aqui estudados representam uma boa oportunidade para
104 testar essa interação, principalmente porque outros fatores que podem influenciar a
105 regeneração natural como a idade do plantio, características do solo, a riqueza de
106 espécies, a densidade de indivíduos plantados, o relevo e o clima são comuns entre eles.
107 Desta forma, este estudo teve como objetivo verificar como a cobertura de gramíneas
108 exóticas, a distância de remanescentes florestais e a interação entre estes fatores podem
109 influenciar a diversidade de regenerantes em reflorestamentos, em um contexto em que
110 outros fatores estão controlados. Para isso formularam-se as seguintes hipóteses:

111 1) Dentre as espécies não florestais, as gramíneas exóticas comporão o grupo que mais
112 impactará negativamente a regeneração florestal; 2) a proximidade de remanescentes

113 florestais influenciará a diversidade de regenerantes até um possível limiar, além do
114 qual esta influência será nula; 3) haverá uma interação significativa entre a cobertura de
115 gramíneas e a proximidade de remanescentes florestais sobre a diversidade de
116 regenerantes.

117

118 **Métodos**

119 *Área de estudo*

120 O estudo foi realizado em doze reflorestamentos localizados no entorno do
121 reservatório da UHE Capivara, região norte do Paraná, Brasil. A vegetação original na
122 região é a Floresta Estacional Semidecidual (FES), um tipo florestal da Mata Atlântica,
123 extremamente fragmentada e com menos de 2% da cobertura original na região (Mapa
124 **Mapa 1**). Todos os locais onde os reflorestamentos foram implantados tem histórico
125 do uso do solo com monoculturas de soja e milho nos 30 anos que precederam o início
126 da restauração.

127 O clima da região é caracterizado como Cfa subtropical úmido, segundo a
128 classificação de Köppen, com período mais intenso de chuvas no verão (Dezembro-
129 Janeiro) e sem estação seca definida. A temperatura média no mês mais quente (Janeiro)
130 é de 23,8°C e no mês mais frio (Julho) de 16,8°C, apresentando precipitação média
131 anual entre 1400 mm e 1600 mm. O solo é classificado como latossolo eutroférico, de
132 origem basáltica (EMBRAPA 1999).

133 Todos os reflorestamentos estão entre 334 m e 338 m de altitude. O plantio foi
134 realizado entre os anos de 2002 e 2005 com espécies arbóreas nativas, pioneiras e
135 secundárias iniciais, apresentando espaçamento entre as mudas de 2 x 3 m (Cavalheiro
136 et al. 2002) e riqueza de, aproximadamente, 30 espécies por reflorestamento. Houve
137 manutenção manual e mecânica para retirada de espécies consideradas como invasoras

138 durante os dois primeiros anos após o plantio. Nesse período, qualquer tipo de
139 regenerante (nativo ou não) foi eliminado.

140 *Coleta de Dados*

141 Os dados foram coletados em doze reflorestamentos seguindo os critérios: 1)
142 estarem a diferentes distâncias de fontes de propágulos, sendo que foram considerados
143 como fontes de propágulos remanescentes acima de 10 ha (Tabela 3); 2) apresentarem
144 pequena variação de idade (Tabela 3) e 3) não apresentar histórico de perturbações
145 severas, como incêndios e pastoreio acidental por gado.

146 Em cada reflorestamento foram alocadas 10 parcelas de 10 x 10 m (1000 m² por
147 área), com distância mínima de 20 m entre cada parcela. As parcelas foram
148 estabelecidas paralelamente ao curso d'água e ao centro das faixas de reflorestamento a
149 fim de minimizar os efeitos de borda.

150 Todos os indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e lianas) com altura igual ou
151 superior a 10 cm foram identificados e contados, enquanto que para as lianas
152 consideraram-se aquelas que estavam enraizadas no interior das parcelas tomando-se o
153 cuidado de não contabilizar o mesmo indivíduo mais de uma vez. Foi registrado o
154 diâmetro à altura do peito (130 cm) apenas dos indivíduos com DAP acima de 2 cm e,
155 posteriormente, categorizados em três classes: $DAP < 2$ cm, $DAP \geq 2$ cm e < 5 cm e
156 $DAP \geq 5$ cm.

157 A cobertura de gramíneas foi obtida estimando-se visualmente a porcentagem
158 presente em cada parcela, sendo consideradas todas as espécies de gramíneas. A
159 presença de gramíneas exóticas pode estar relacionada à luminosidade no local e por
160 isso foi registrado o valor da Radiação Fotossinteticamente Ativa (RFA) durante os
161 meses de março e abril, por meio de um fotômetro Licor LI-250A no centro de cada
162 parcela, a 1 m do solo, entre 11h00 e 14h00. Para calcular a porcentagem da RFA

163 dentro das parcelas foram registrados, também, os valores de RFA a céu aberto, no
164 início e no fim do horário de amostragem. A porcentagem da RFA dentro das parcelas
165 foi expressa como uma fração do valor a céu aberto.

166 As espécies regenerantes foram classificadas como “plantadas” (espécies
167 arbóreas florestais intencionalmente introduzidas no plantio de mudas), “ruderais”
168 (neste estudo as espécies de gramíneas foram separadas das ruderais em um grupo à
169 parte), “florestais” (espécies nativas da região que não foram utilizadas nos plantios e
170 que possivelmente são oriundas de remanescentes florestais da vizinhança) e “espécies
171 da matriz” (ver Glossário 1). As espécies regenerantes foram assim separadas para
172 verificar se outros grupos, além das gramíneas, estariam interferindo negativamente na
173 regeneração das espécies florestais (Souza e Batista 2004).

174 Os regenerantes florestais foram também classificados de acordo com a
175 síndrome de dispersão em dispersão biótica (DB) para espécies zoocóricas e abióticas
176 (DA) para espécies autocóricas e anemocóricas, tendo em vista que a distância de uma
177 fonte de propágulos pode ser um filtro maior para as espécies dispersas por animais.

178 *Análise de dados*

179 Para as análises, considerou-se a riqueza como a quantidade de espécies em
180 1000 m² e a densidade como o número de indivíduos por hectare.

181 A idade do plantio, a riqueza e a densidade de indivíduos plantados foram
182 incluídos em um modelo para verificar se havia influência destes fatores sobre a
183 regeneração natural.

184 Foram aplicadas regressões lineares pelo método “stepwise” para verificar quais
185 variáveis melhor explicavam, isolada ou conjuntamente, a regeneração natural de
186 espécies florestais nos reflorestamentos ($\alpha = 0,05$). As variáveis explicativas utilizadas
187 nos modelos foram: RFA, cobertura de gramíneas, cobertura de espécies não florestais
188 (espécies ruderais, plantadas e da matriz) e distância do remanescente mais próximo. As
189 espécies não florestais foram consideradas como variáveis explicativas para verificar se
190 essas espécies estariam também limitando o estabelecimento de espécies florestais não
191 plantadas. As variáveis dependentes para os modelos foram: a riqueza de espécies e a
192 densidade de regenerantes de espécies florestais em conjunto ou separando-se os
193 regenerantes de espécies florestais com DB ou DA.

194 Os regenerantes de espécies plantadas, ruderais e de espécies presentes na matriz
195 também foram testados como variáveis dependentes para a porcentagem de gramíneas
196 com o intuito de verificar se a cobertura de gramíneas afeta da mesma maneira espécies
197 adaptadas a diferentes tipos de habitats.

198 Os dados de riqueza e densidade foram log-transformados quando necessário a
199 fim de alcançar as premissas de normalidade e homogeneidade de variâncias.

200 As regressões lineares foram realizadas no programa Statistica 8.0.

201 **Resultados**

202 Nos reflorestamentos foram amostrados um total de 26.478 indivíduos
203 regenerantes (264.780 indiv.ha⁻¹), distribuídos em 171 espécies e 47 famílias (Apêndice
204 2). A maior proporção de indivíduos regenerantes é de espécies plantadas (42%),
205 seguida de espécies da matriz (39%), ruderais (14%) e florestais (5%). No entanto, as
206 espécies florestais não plantadas representam 40% do total de espécies amostradas.
207 Apenas sete espécies de lianas foram amostradas (67 indivíduos), sendo que as mais
208 abundantes foram: *Gouania virgata* Reissek (37 indivíduos), *Pisonia aculeata* L. (13
209 indivíduos) e *Dolichandra unguis-cati* (L.) L.G.Lohmann (5 indivíduos).

210 A regeneração das espécies florestais não foi influenciada pelas características
211 dos plantios (idade, riqueza de espécies do plantio, abundância e síndrome de dispersão)
212 ou pela presença de espécies ruderais ($p > 0,05$). No entanto, a presença de outros
213 grupos de espécies regenerantes apresentou uma relação positiva com os regenerantes
214 de espécies florestais. A riqueza de regenerantes de espécies plantadas com DAP acima
215 de 5 cm esteve relacionada a uma maior riqueza de espécies florestais dispersas por
216 animais ($n = 12$, $r^2 = 0,31$, $F = 5,92$ e $p = 0,03$), assim como a presença de espécies da
217 matriz esteve relacionada a uma maior densidade de indivíduos e riqueza de espécies
218 florestais ($n = 12$, $r^2 = 0,47$, $F = 10,85$ e $p = 0,01$; $n = 12$, $r^2 = 0,38$, $F = 7,75$ e $p = 0,02$,
219 respectivamente).

220 A RFA variou entre 2% e 29% da radiação a céu aberto e não houve relação
221 entre essa variável e qualquer variável relacionada com a densidade e riqueza de
222 regenerantes.

223 No entanto, a cobertura de gramíneas e a distância da fonte de propágulos
224 influenciaram negativamente a regeneração natural nos reflorestamentos.

225 Em média, a cobertura de gramíneas variou de 0 a 26%, porém nove das 12
226 áreas apresentaram menos de 10% de cobertura. As espécies mais abundantes
227 amostradas foram *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs,
228 *Digitaria insularis* (L.) Fedde e *Andropogon bicornis* L..

229 Para as espécies com síndrome de dispersão abiótica a distância de até 3400 m
230 não apresentou influência, seja na densidade de indivíduos ou na riqueza. Por outro
231 lado, o aumento da distância entre o reflorestamento amostrado e o remanescente
232 florestal mais próximo apresentou maior influência sobre a regeneração de espécies
233 florestais (Figura 3), mais especificamente sobre espécies zoocóricas (Tabela 4).

234 A cobertura de gramíneas influenciou negativamente a regeneração das espécies
235 plantadas ($n = 12$, $r^2 = 0,51$, $F = 10,52$ e $p = 0,01$) e a regeneração de espécies florestais
236 não plantadas. Porém, a relação da cobertura de gramíneas com a maioria das espécies
237 dos regenerantes florestais foi mais fraca quando analisada isoladamente (Figura 4) ou
238 dentro do modelo em que foi inclusa também a distância do remanescente florestal mais
239 próximo. Este padrão não foi observado para as espécies com síndrome de dispersão
240 abiótica (Tabela 4).

241

242 **Discussão**

243 A maior densidade de regenerantes nos reflorestamentos é de espécies utilizadas
244 no plantio. Esse número tende a diminuir ao longo do tempo à medida que ocorra um
245 incremento de espécies oriundas de habitats vizinhos (Suganuma et al. 2014). Porém,
246 para reflorestamentos com mesma idade, a proximidade com um remanescente florestal
247 fez aumentar a densidade e foi ainda mais crítica para a riqueza de espécies florestais.

248 A presença de maior proporção de regenerantes do plantio não está
249 influenciando de forma negativa o estabelecimento de espécies florestais como sugerido

250 por Souza e Batista (2004). Ao contrário, observou-se incremento de espécies
251 zoocóricas quando havia maior abundância de regenerantes de espécies plantadas com
252 diâmetro acima de 5 cm.

253 Os resultados também sugerem que, mesmo em alta densidade, as espécies
254 ruderais de modo geral não estão competindo com os regenerantes florestais. Espécies
255 ruderais são comuns em áreas antropizadas e são as primeiras espécies a colonizar áreas
256 degradadas em início de sucessão. Na prática da restauração é comum reunir espécies
257 ruderais e exóticas, invasoras ou não, em um mesmo grupo normalmente chamado de
258 “invasoras”, o que prejudica a compreensão do processo da sucessão, e levanta
259 questionamentos sobre a relevância de se controlar essas espécies em reflorestamentos.
260 A capacidade de invasão de uma determinada espécie depende do contexto ecológico,
261 independento de sua origem geográfica ou forma de vida (Lockwood et al. 2007;
262 Randall et al. 2008). Quando a presença de espécies ruderais não é uma ameaça à
263 regeneração ela pode colaborar para aumentar a diversidade local, melhorar o
264 microclima e as características químicas e físicas do solo pela decomposição de sua
265 necromassa (Ruiz-Jaen e Aide 2005a), bem como competir com gramíneas invasoras
266 (Holl 2002) e formar uma barreira contra herbivoria de plântulas e predação de
267 sementes florestais (Prasad 2010; Prasad 2012).

268 A presença de lianas ainda, na faixa de idade estudada é incipiente, como
269 verificado em outros reflorestamentos (Souza e Batista 2004; Suganuma e Durigan
270 2015). Isso demonstra que a colonização e o estabelecimento de espécies de outras
271 formas de vida dependem de características ainda mais específicas de luz, temperatura e
272 umidade (Duarte e Gandolfi 2013; Le Bourlegat et al. 2013).

273 A cobertura de gramíneas e a distância da fonte de propágulos foram os únicos
274 fatores observados que influenciaram negativamente a regeneração do sub-bosque,

275 afetando a densidade e a riqueza de regenerantes oriundos de remanescentes florestais,
276 como sugerido em outros estudos (Peterson e Haines 2000; Holl, et al. 2000; Mantoani
277 et al. 2012). Tais variáveis quando analisadas conjuntamente, no entanto, demonstraram
278 uma menor influência do que quando analisadas separadamente. Os resultados sugerem
279 que para as espécies dispersas por animais a distância é um fator limitante ainda mais
280 severo do que a competição com as gramíneas exóticas e que, quando a espécie
281 apresenta outro tipo de dispersão, a cobertura de gramíneas atua mais fortemente. Os
282 resultados obtidos corroboram Pereira et al. (2013), que sugerem que a cobertura de
283 vegetação no entorno dos reflorestamentos não explica, sozinha, a riqueza e abundância
284 de espécies florestais, e que fatores locais podem limitar o estabelecimento de novos
285 indivíduos.

286 A ausência de relação entre a presença de gramíneas e a luminosidade, que seria
287 explicada pela alta cobertura do dossel apresentada na maior parte dos sítios
288 amostrados, também foi relatada em outros trabalhos que procuravam associar a
289 abertura do dossel à densidade de gramíneas invasoras (Souza e Batista 2004; Mantoani
290 et al. 2012). Tem se observado, no entanto, que algumas espécies dos gêneros
291 *Brachiaria* e *Megathyrsus* possuem certa plasticidade com relação ao sombreamento
292 (Veldman e Putz 2010; Guenni e Guenni 2012), o que justificaria a persistência dessas
293 espécies em reflorestamentos com dossel mais fechado.

294 Holl e Crone (2004), atribuem uma maior contribuição da cobertura de espécies
295 exóticas (principalmente gramíneas) como filtro ecológico para a regeneração natural do
296 que o isolamento das áreas reflorestadas considerando uma distância máxima de 1000 m
297 de um remanescente. No entanto, nos reflorestamentos amostrados, observou-se que
298 existe uma variação com relação ao fator limitante, sendo que a distância se sobressai à
299 cobertura de gramíneas para influenciar a riqueza de espécies com síndrome de

300 dispersão zoocórica em maiores distâncias. Em um reflorestamento adjacente a um
301 remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, Mantoani e Torezan (2015)
302 observaram que a alta densidade de gramíneas influenciava negativamente na riqueza e
303 abundância de regenerantes de espécies florestais, mas sugerem que, mesmo
304 lentamente, a regeneração natural está ocorrendo devido à proximidade com o
305 remanescente.

306 Praticamente todos os reflorestamentos, exceto R2, apresentam gramíneas em
307 seu interior (mínimo de 3% quando analisamos por parcelas), parcialmente explicada
308 pela presença dessas gramíneas na matriz (Charbonneau e Fahrig 2004) que contribui
309 para constante ingresso de sementes. Entretanto, mesmo o contato direto com a fonte de
310 sementes não é suficiente para justificar a presença em maior ou menor proporção
311 dessas espécies no interior dos reflorestamentos, onde há sombreamento, ainda que
312 parcial.

313 Considerando que a cobertura de gramíneas não apresentou relação com a
314 luminosidade e que a presença dessas espécies invasoras teve mais impacto quando
315 associada a uma fonte de propágulo ou quando a distância da fonte não foi um fator
316 limitante (espécies com síndrome DA), sugere-se uma nova hipótese, de que o
317 incremento de espécies florestais está expurgando, gradativamente, as gramíneas dos
318 reflorestamentos, sugerindo um efeito negativo mútuo entre esses dois grupos. Os
319 reflorestamentos mais próximos a remanescentes apresentaram maior abundância de
320 regenerantes florestais e também apresentaram menor cobertura de gramíneas.
321 Aparentemente, algumas espécies arbóreas conseguem superar a competição com as
322 gramíneas e após seu estabelecimento proporcionam um aumento na complexidade
323 estrutural dos reflorestamentos impedindo uma re-infestação dessas espécies invasoras.
324 Segundo Doust et al. (2008), espécies com sementes grandes e tolerantes a

325 sombreamento tendem a se estabelecer na presença de espécies invasoras nos períodos
326 favoráveis (e.g., pós-estiagem quando o dossel torna a se fechar e as gramíneas
327 diminuem a biomassa). No presente estudo, observamos que as espécies florestais mais
328 abundantes nas áreas em restauração eram da família Meliaceae (*Guarea* spp. e
329 *Trichilia* spp.) com sementes grandes, conhecidas por sua tolerância a sombreamento
330 (Válio 2003).

331 Uma ressalva importante a esta hipótese é que a interação observada entre a
332 presença de gramíneas e a distância da fonte de propágulos foi observada num contexto
333 de exclusão de incêndios. Eventos de fogo podem apresentar sinergia positiva com a
334 abundância de gramíneas (Hobbs e Huenneke 1992; Silvério et al. 2013), e afetar
335 negativamente a regeneração de outras espécies.

336

337 **Conclusão**

338 Este estudo sugere que dentre as espécies não florestais, as gramíneas exóticas
339 constituem o único grupo que pode comprometer o estabelecimento de espécies nativas
340 florestais. Além disso, a distância de fontes de propágulos torna-se o fator limitante
341 mais importante quando é acrescentada ao modelo, sugerindo uma influência entre a
342 invasão por gramíneas e a pressão de propágulos de espécies nativas florestais.

343

344 **Literatura citada**

- 345 Aide TM, Zimmerman JK, Pascarella JB, Rivera L, Marcano-Vega H (2001) Forest
346 regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications
347 for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8:328–338
- 348 Brancalion PHS, Rodrigues RR, Gandolfi S, Kageyama PY, Nave AG, Gandara FB,
349 Barbosa LM, Tabarelli M (2010) Instrumentos legais podem contribuir para a
350 restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore* 34:455-470
- 351 Cavalheiro AL, Torezan JMD, Fadelli L (2002) Recuperação de áreas degradadas:
352 procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. Pag 213-224 In
353 Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pimenta JA (eds) *A bacia do rio Tibagi*,
354 Londrina, PR
- 355 Charbonneau NC, Fahrig L (2004) Influence of canopy cover and amount of open
356 habitat in the surrounding landscape on proportion of alien plant species in forest
357 sites. *Ecoscience* 11(3):278-281
- 358 Chazdon RL (2008) Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on
359 degraded lands. *Science* 320:1458–1460
- 360 Cole RJ (2009) Post dispersal seed fate of tropical montane trees in an agricultural
361 landscape, southern Costa Rica. *Biotropica* 41:319–327
- 362 Doust SJ, Erskine PD, Lamb D (2008) Restoring rainforest species by direct seeding:
363 tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet
364 tropics of Australia. *Forest Ecology and Management* 256:1178-1188
- 365 Duarte MM, Gandolfi S (2013) Enriquecimento de florestas em processo de
366 restauração: aspectos de epífitas e forófitos que podem ser considerados.
367 *Hoehnea* 40(3): 507-514

368 Durigan G, Engel VL, Torezan JM, Melo ACG, Marques MCM, Martins SV, Reis A,
369 Scarano FR (2010) Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira
370 a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore* 34:471-485

371 Dupuy JM, Chazdon RL (1998) Long- term effects of forest regrowth and selective
372 logging on the seed bank of tropical forests in NE Costa Rica. *Biotropica* 30:
373 223-237

374 EMBRAPA. 1999. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, Embrapa
375 Produção de Informação. p. 412

376 Frenkel RE (1977) Ruderal Vegetation Along Some California Roadsides. University of
377 California Press

378 George TL, Zack S (2001) Spatial and temporal considerations in restoring habitat for
379 wildlife. *Restoration Ecology* 9:272–279

380 Guenni SGO, Guenni LB (2012) Growth, leaf photosynthesis and canopy light use
381 efficiency under differing irradiance and soil N supplies in the forage grass
382 *Brachiaria decumbens* Stapf. *Grass and Forage Science* 68:395–407

383 Hobbs RJ, Huenneke LF (1992) Disturbance, diversity and invasion: implication for
384 conservation. *Conservation Biology* 6:324-337

385 Holl KD, Loik ME, Lin EHV, Samuels IA (2000) Tropical montane forest restoration in
386 Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration*
387 *Ecology* 8:339–349

388 Holl KD (2002) Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned
389 tropical pasture. *Journal of Ecology* 90:179–187

390 Holl KD, Crone EE (2004) Applicability of landscape and island biogeography theory
391 to restoration of riparian understorey plants. *Journal of Applied Ecology*
392 41:922–933

- 393 Holl KD, Aide TM (2011) When and where to actively restore ecosystems? *Forest*
394 *Ecology and Management* 261:1558–1563
- 395 Le Bourlegat GJM, Gandolfi S, Brancalion PHS, Dias CTS (2013) Enriquecimento de
396 floresta em restauração por meio de sementeira direta de lianas. *Hoehnea*
397 40:465-472
- 398 Leitão-Filho HM, Marques MCM, Ceccon E (2010) Young restored forests increase
399 seedling recruitment in abandoned pastures in the Southern Atlantic rainforest. *Rev.*
400 *Biol. Trop.* 58(4):1271-1282
- 401 Lockwood L, Hoopes MF, Marchetti MP (2007) *Invasion ecology*. Oxford: Blackwell
402 Publishing
- 403 Mantoani MC, Andrade GR, Cavalheiro AL, Torezan JMD (2012) Impacts of *Panicum*
404 *maximum* Jacq. invasion and its manual weeding on the wood plant regeneration
405 in the understory of a restoration site. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde*
406 33(1):97-110
- 407 Mantoani MC, Torezan JMD (2015) Regeneration response of Brazilian Atlantic Forest
408 woody species to four of *Megathyrus maximus* removal. *Forest Ecology and*
409 *Management* 359:141-146
- 410 Pereira LCSM, Oliveira CCC, Torezan JMD (2013) Woody Species Regeneration in
411 Atlantic Forest Restoration Sites Depends on Surrounding Landscape. *Natureza*
412 *& Conservação* 11(2):1-7
- 413 Peterson CJ, Haines BL (2000) Early Successional Patterns and Potential Facilitation of
414 Woody Plant Colonization by Rotting Logs in Premontane Costa Rican Pastures.
415 *Restoration Ecology* 8(4):361-369
- 416 Prasad AE (2010) The effects of an exotic plant invasion on native understorey plants in
417 a tropical dry forest. *Conservation Biology* 24:747–757

418 Prasad AE (2012) Landscape-scale relationships between the exotic invasive shrub
419 *Lantana camara* and native plants in a tropical deciduous forest in southern
420 India. *Journal of Tropical Ecology* 28:55–64

421 Randall JM, Morse LE, Benton N, Hiebert R, Lu S, Killeffer T (2008) The invasive
422 species assessment protocol: a tool for creating a regional and national list of
423 non-native plants that negatively impact biodiversity. *Invasive Plant Science and*
424 *Management* 1:36-49

425 Reid JL, Holl KD (2012) Arrival \neq Survival. *Restoration Ecology* 21 (2):153–155

426 Robinson GR, Handel SN (1993) Forest restoration on a closed landfill: rapid addition
427 of new species by bird dispersal. *Conservation Biology* 7:271–278

428 Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S, Nave AG (2009) On the restoration of high
429 diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest.
430 *Biological Conservation* 142:1242-1251

431 Ruiz-Jaen MC, Aide TM (2005) Vegetation structure, species diversity, and ecosystem
432 processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management*
433 218:159-173

434 Ruiz-Jaen MC, Aide TM (2005) Restoration Success: How Is It Being Measured?
435 *Restoration Ecology* 13(3):569–577

436 Sansevero JBB, Prieto PV, Moraes LFD, Rodrigues JFP (2011) Natural regeneration in
437 plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community
438 structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology* 19:379-389

439 Saulei SM, Swaine MD (1988) Rain forest seed dynamics during succession at Gogol,
440 Papua-Nova Guiné. *Journal of Ecology* 62: 675-719.

441 SER (Society for Ecological Restoration). 2004. Society for Ecological Restoration
442 International's primer of ecological restoration (available from
443 <http://www.ser.org/Primer>).

444 Silvério DV, Brando PM, Balch JK, Putz FE, Nepstad DC, Oliveira-Santos C,
445 Bustamante MMC (2013) Testing the Amazon savannization hypothesis: fire
446 effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture
447 grasses. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*
448 <http://rstb.royalsocietypublishing.org/> (acessado em 26 de novembro de 2015)

449 Souza FM, Batista JLF (2004) Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil:
450 influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and*
451 *Management* 191:185–200

452 Suganuma MS, de Assis GB, Durigan G (2014) Changes in plant species composition
453 and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of
454 Atlantic Forest. *Community Ecology* 15:27–36

455 Suganuma MS, Durigan G (2015) Indicators of restoration success in riparian tropical
456 forests using multiple reference ecosystem. *Restoration Ecology* 23(3):238-251

457 Válio IFM (2003) Seedling Growth of Understorey Species of a Southeast Brazilian
458 Tropical Forest. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 46(4):697-703

459 Veldman JW, Putz FE (2010) Long-distance Dispersal of Invasive Grasses by Logging
460 Vehicles in a Tropical Dry Forest. *Biotropica* 42(6):697-703

461 White E, Tucker N, Meyers N, Wilson J (2004) Seed dispersal to revegetated isolated
462 rainforest patches in North Queensland. *Forest Ecology and Management*
463 192:409–426

1 **Tabela 3.** Reflorestamentos (R) com espécies nativas, amostrados no entorno do
 2 reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. Área e idade (tempo desde
 3 o plantio de mudas) dos talhões de reflorestamento (polígonos preparados e plantados
 4 de uma única vez com a mesma mistura de espécies), distância em linha reta entre um
 5 reflorestamento e um remanescente florestal mais próximo e área do remanescente de
 6 Floresta Estacional Semidecidual (F) mais próximo. Apenas R1, R2 e R3 foram
 7 amostrados com relação à abundância e riqueza de espécies.

	R		F e R	F
	Idade (meses)	Área (ha)	Distância (m)	Área (ha)
R1	129	11,78	0	108
R2	118	14,4	0	32
R3	109	7,8	0	130
R4	102	18,79	90	27
R5	129	8,48	110	43
R6	112	4,38	160	14
R7	128	4,76	250	32
R8	123	6,43	570	18
R9	133	25,17	830	34
R10	114	10,46	970	108
R11	111	7,43	1400	19
R12	104	7,14	3200	19

Tabela 4. Resultado dos modelos de regressão linear para espécies florestais totais, com dispersão biótica (DB) e abiótica (DA) regenerantes nos reflorestamentos (n = 12) em relação à distância do remanescente florestal mais próximo e a cobertura de gramíneas exóticas em áreas reflorestadas, amostradas no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. G = cobertura de gramíneas exóticas e D = distância do remanescente florestal mais próximo.

Variáveis dependentes		p	F	r²	gl
Densidade de indivíduos florestais	G+D	0,01	8,05	0,56	2
	G*	0,01	9,5	0,43	1
	D	0,02	6,97	0,35	1
Riqueza de espécies florestais	G+D	0,002	12,47	0,67	2
	G	0,03	6,73	0,4	1
	D*	0,002	15,93	0,57	1
Densidade de indivíduos DB	G+D	0,001	14,63	0,71	2
	G	0,02	7,04	0,41	1
	D*	0,002	18,04	0,61	1
Riqueza de espécies DB	G+D	0,004	11,15	0,65	2
	G	0,03	5,88	0,37	1
	D*	0,03	15,65	0,57	1
Densidade de indivíduos DA	G+D	>0,05			2
	G*	0,03	6,19	0,38	1
	D	>0,05			1
Riqueza de espécies DA	G+D	0,03	5,05	0,53	2
	G*	0,01	8,72	0,41	1
	D	>0,05			1

*coeficiente de regressão padronizado significativo no modelo.

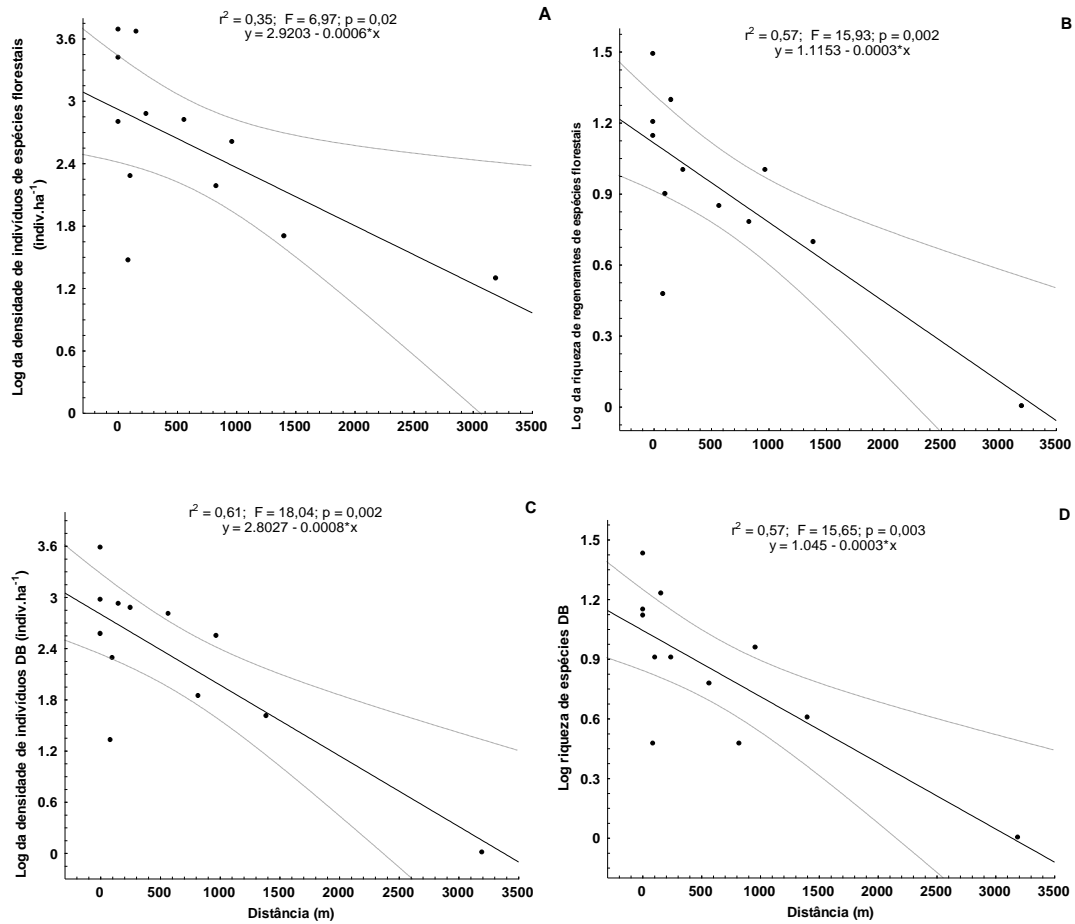


Figura 3. Relações entre regenerantes de espécies florestais com a distância do remanescente mais próximo, amostrados em doze reflorestamentos no entorno da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. DB = dispersão biótica.

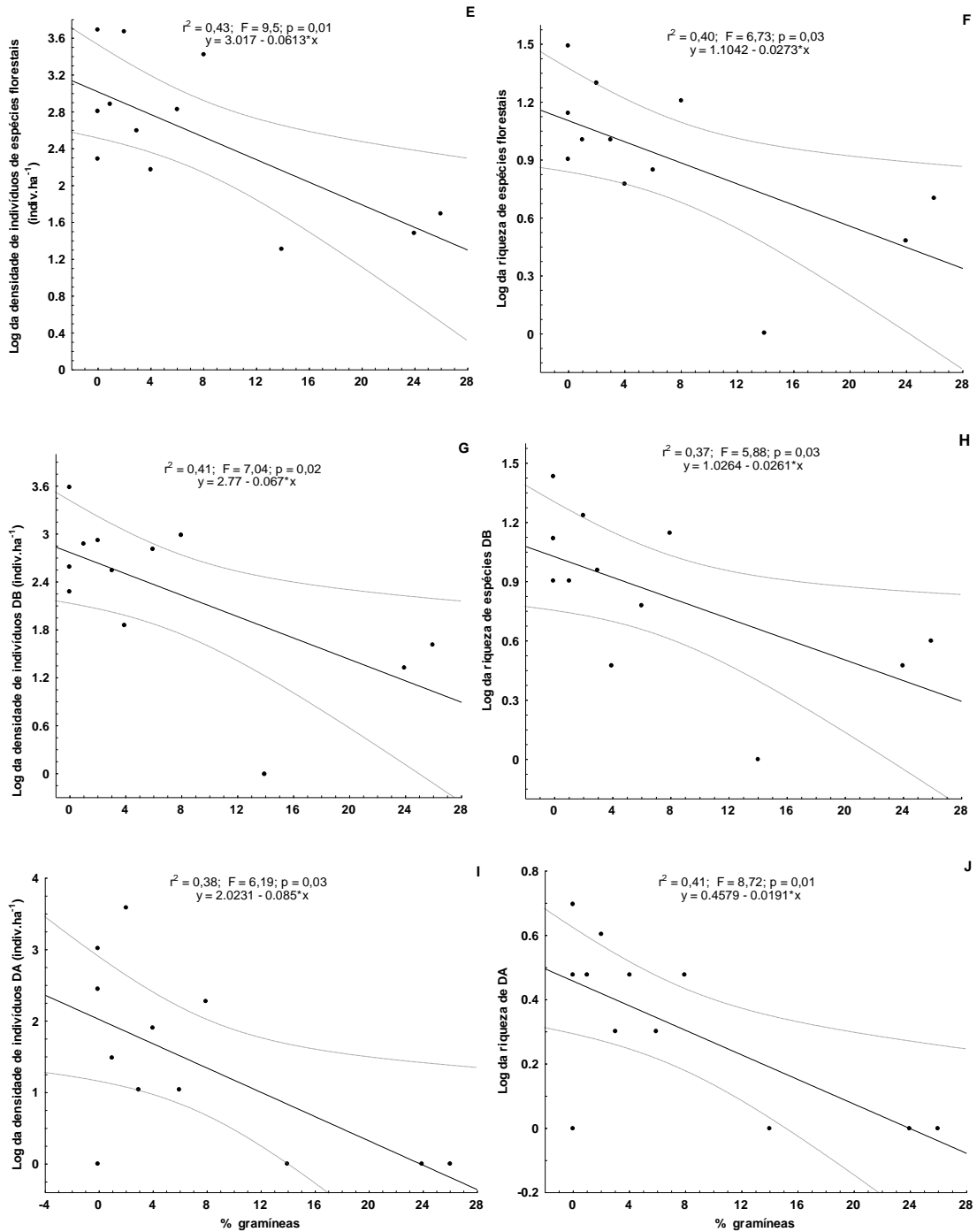


Figura 4. Relações entre regenerantes de espécies florestais com a cobertura de gramíneas, amostrados em doze reflorestamentos no entorno da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. DB = dispersão biótica e DA = dispersão abiótica.

Apêndice 2 Espécies regenerantes amostradas em 12 reflorestamentos no entorno do reservatório Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. Local = local em que a espécie é comumente encontrada. F = espécies florestais, M = espécies presentes na matriz, P = espécies florestais utilizadas nos reflorestamentos, R = espécies ruderais comuns em áreas degradadas, SD = síndrome de dispersão, Ane = anemocórica, Aut = autocórica e Zoo = zoocórica.

Família	Espécies	Local	SD
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	F	Ane
	<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	P	Zoo
	<i>Mangifera indica</i> L.	M	Zoo
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	F	Zoo
	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	F	Zoo
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	F	Ane
	<i>Forsteronia rufa</i> Müll. Arg.	F	Ane
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	P	Zoo
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	F	Zoo
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	R	Ane
	<i>Baccharis trinervis</i> Pers.	R	Ane
	<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	R	Ane
	<i>Melampodium divaricatum</i> (Rich. ex Pers.) DC.	R	Ane
	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	R	Ane
	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	R	Ane
Bignoniaceae	<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L.G.Lohmann	F	Ane
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	M	Ane
	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	M	Ane
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	M	Ane
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	F	Zoo
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	P	Ane
	<i>Patagonula americana</i> L.	F	Ane
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	P	Zoo
Capparaceae	<i>Capparidastrum</i> sp. (Hassl.)	F	Zoo
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	F	Zoo
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	P	Zoo
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	Aut
	<i>Croton gracilipes</i> Bail.	R	Aut
	<i>Croton triqueter</i> Lam.	R	Aut
	<i>Croton urucurana</i> Baill.	P	Aut
	<i>Sapium haematospermum</i> Müll.Arg.	F	Zoo
Fabaceae	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	P	Ane
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	P	Aut
	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	P	Aut
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	P	Aut
	<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	F	Ane

	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	P	Aut
	<i>Falcataria moluccana</i> (Miq.) Barneby & J.W. Grimes	P	Ane
	<i>Inga marginata</i> Willd.	P	Zoo
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	P	Zoo
	<i>Inga vera</i> Willd.	P	Zoo
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	M	Aut
	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	P	Ane
	<i>Mucuna pruriens</i> (L.) DC.	R	Aut
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	F	Ane
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	P	Ane
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	P	Ane
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	P	Ane
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	P	Ane
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	P	Aut
	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	M	Ane
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) B.D. Jacks.	P	Zoo
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	F	Zoo
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	F	Zoo
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	F	Zoo
	<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	F	Zoo
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	P	Ane
	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	P	Ane
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	P	Zoo
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	P	Ane
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	P	Ane
	<i>Sidastrum micranthum</i> (A.St.-Hil.) Fryxell	R	Aut
	<i>Sidastrum paniculatum</i> (L.) Fryxell	R	Aut
	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	R	Ane
	<i>Wissadula hernandioides</i> (L.Hér.) Garcke	R	Aut
Melastomataceae	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	F	Zoo
Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	F	Zoo
	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	F	Zoo
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	F	Zoo
	<i>Melia azedarach</i> L.	M	Zoo
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	F	Zoo
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	F	Zoo
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	P	Zoo
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	P	Zoo
	<i>Morus nigra</i> L.	M	Zoo
Myrtaceae	<i>Eugenia blastantha</i> (O.Berg) D.Legrand	F	Zoo
	<i>Eugenia florida</i> DC.	F	Zoo
	<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	F	Zoo
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	F	Zoo

	<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	F	Zoo
	<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts	F	Zoo
	<i>Psidium guajava</i> L.	M	Zoo
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	M	Zoo
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	F	Ane
	<i>Pisonia aculeata</i> L.	F	Zoo
Passifloraceae	<i>Passiflora</i> sp.	M	Zoo
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	F	Ane
	<i>Phytolacca dioica</i> L.	F	Ane
Picramniaceae	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	F	Zoo
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	F	Zoo
	<i>Piper amalago</i> L.	F	Zoo
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. Ex R. Br	M	Ane
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	P	Aut
	<i>Gouania virgata</i> Reissek	F	Ane
	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	M	Zoo
	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	F	Zoo
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	M	Zoo
	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	F	Zoo
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	F	Zoo
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	F	Zoo
Rutaceae	<i>Citrus</i> sp.	M	Zoo
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	F	Zoo
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	F	Zoo
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	F	Zoo
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	F	Zoo
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hill., A. Juss & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	F	Zoo
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	F	Zoo
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	F	Ane
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	F	Zoo
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	F	Zoo
Solanaceae	<i>Capsicum baccatum</i> L.	R	Zoo
	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	P	Zoo
	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	M	Zoo
	<i>Solanum americanum</i> Mill.	R	Zoo
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	M	Zoo
	<i>Solanum paniculatum</i> L.	R	Zoo
	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	M	Zoo
Smilacaceae	<i>Smilax</i> sp.	M	Zoo
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	P	Zoo
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	P	Zoo
	<i>Lantana camara</i> L.	R	Zoo
	<i>Lantana trifolia</i> L.	R	Zoo

Author Guidelines

Manuscripts Categories

- **Research Articles** (<7000 words) that present research on restoration and ecological principles that help explain restoration processes, public and private policy and management, and socio-ecological aspects of restoration ecology. These types of articles will have a deep theoretical framework and be more generalizable, i.e. they don't focus on single case studies
- **Setbacks and Surprises Articles** (<7000 words) that document setbacks and surprising results or issues encountered during restoration research; the focus here is shifted to the need to adjust or respond during research as opposed to solely focusing on the original research itself
- **Review Articles*** (<7000 words) that comprehensively summarize the literature on specialized aspects of restoration
- **Case-Based Articles (Technical Articles + Policy/Practical Articles)** (<4000 words) that describe pioneer techniques likely to be of use to other practicing restoration ecologists. This type of article is best suited where the focus is on a smaller number of case studies or single but unique or large-scale case study; they may be technique-driven, methodology focused, or may be an in-depth examination of decision-making, monitoring, planning, implementation or policy relevance of the case study or studies. These have a briefer introduction and less focus on theoretical frameworks in favor of a focus on technical approaches and outcomes
- **Opinion Articles + Strategic Issues Articles*** (<4000 words) that provide well-argued commentary, analysis, or discussions of strategic issues relevant to restoration ecology; while there is more latitude in terms of content for these categories, they should still be supported by relevant and valid literature
- **Response Articles* + Short Communication Articles*** (<2000 words) allow authors to formally respond to earlier articles or provide space for a counter-response. The Short Communications category provides space for concise and relevant work that does not seem to fit the above categories

*Please consult the [Managing Editor](#) or [Editor-in-Chief](#) about your ideas before submitting these types of articles.

- **Book Reviews** are solicited by the Book Review Editor, Prof Jelte van Andel (j.van.andel@rug.nl). All books for possible review should be sent directly to him

Note that the word count includes all text from the first word of the Introduction through the last word of the Literature Cited; it excludes captions for tables and figures and the body of tables

Manuscript Submission

Submission of a manuscript and any revision to Restoration Ecology implies that:

- the work is original and may be screened for content published elsewhere and other sources of information
- the work has not been published before and it is not being considered for publication elsewhere
- all authors have contributed sufficiently to the work, take responsibility for appropriate sections of it and agree to be listed
- the work and its submission to publication have been approved by all authors, institutions and authorities directly involved
- the work complies with institutional, national and international laws and ethics guidelines on animal/endangered species
- manuscripts will be assessed and sent out for peer review only at the discretion of the Editors
- suggested reviewers must not have close relationships with any of the authors, and the identity of reviewers is kept confidential
- accepted manuscripts will be published under Wiley terms of publication (see below for conditions of copyright transfer OnlineOpen options).

Submit your manuscripts via mc.manuscriptcentral.com/rec. In case of difficulty, you may alternatively submit directly to the **Editorial Office**. **You should submit:**

1. cover letter with any relevant information (e.g. invited manuscript, manuscript for special issue/section, responses to reviewers' comments in case of resubmission of a manuscript rejected by the journal)

2. manuscript as single file inclusive of main text, tables, figure caption and figures; editable/source files only (MS Word preferred)

3. supporting information, if any, as a separate file.

Any queries should be directed to Dr Valter Amaral, Managing Editor (vlamaral@ciencias.ulisboa.pt).

Manuscript Preparation

General: number all pages and lines consecutively, use double line spacing and US English spelling, avoid hyphenation, footnotes and style tags. Preferred format is MS Word. Make sure to report all relevant sampling and statistical details (e.g. number of replicates, df, statistical power, etc).

Structure your manuscript following the sections below and please consult recent publications of the journal and the [Restoration Ecology Style Guide](#) for details and guidance.

Title: Make use of [Search Engine Optimization \(SEO\)](#); make a brief description of the work and incorporate a key phrase related to your topic; include words useful for indexing and information retrieval within the first 65 characters.

Running head: provide a shortened title (3 to 6 words).

Authors and addresses: clearly identify the corresponding author and respective email address; for each author provide full address with zip or postal code and current address, if applicable.

Author contributions: (<50 words) briefly indicate the chronology of author (use initials) contributions to each specific manuscript task (repeat authors as necessary but not tasks). E.g.: ‘SM, VA, CN conceived and designed the research; VA performed the experiments; SM, VA analyzed the data; AM, CN contributed reagents/materials/analysis tools; SM, VA, CN wrote and edited the manuscript’. Those who contributed to the work but do not qualify for authorship should be listed in the acknowledgments.

Abstract: (<250 words; <100 words for Response and Short Communication Articles) state the goals, methods, principal results and major conclusions of the work. Use [SEO](#); incorporate popular scientific search terms (e.g. [Google Trends](#), [Google Adwordskey words tool](#)) that another researcher might search on to find your article; repeat your popular key words and phrases 3-4 times throughout the abstract in a

natural, contextual way (note that excessive repetition may result in search engines un-indexing your article).

Key words: Use **SEO** to alphabetically list 5 to 8 key words useful for indexing and information retrieval. Include the key words and phrases you repeated in the abstract but do not duplicate words in the title.

Implications : (<120 words) provide the applicable following summary in 2 to 5 bullet point and plain English. Do not give a summary of your work or highlights without appropriate relevance.

Implications for Practice - For research-based articles summarize the key findings with relevance for practical purposes; particularly important for articles that are technique driven.

Conceptual Implications - For theoretical-based articles, summarize the key and novel interpretation/perspectives on conceptual paradigms and theoretical frameworks.

Main text: Research, Setbacks and Surprises, and Technical Articles must be organized as: Introduction, Methods, Results, Discussion - other article types may use a more flexible structure. Consider using subheadings to improve readability and flow; incorporate your popular key words and phrases in these subheadings as appropriate. Cite only the most pertinent references.

In-line citations - use chronological order, '&' instead of 'and' for citations with 2 authors, 'et al.' in regular font, no comma before the year, and separate citations with semicolon. Identify unpublished studies and include affiliation on personal communications. Examples: "... have been shown (Johnson & Van Hoot 2005; Cairns 2008;Plafkin et al. 2009)", "... according to Cutting & Hough-Goldstein (2013)...", "(R. Davis 2009, Harvard University, Boston, MA, personal communication)".

Scientific names - use italics,provide common name (if unavailable, give family name) in parentheses on first appearance and consistently use either the scientific or common name thereafter. Genus name can be abbreviated after first appearance.

Acknowledgements: briefly give credit to other people who have made a contribution to the study and list all relevant grant numbers.

Literature Cited: follow the examples below thoroughly. Only include articles that have been published or are 'in press'. Citation of theses, reports and web-based

information is only acceptable when no other source of information is available, and URLs must be provided.

Periodicals: Kroeker KJ, Micheli F, Gambi MC (2013) Ocean acidification causes ecosystem shifts via altered competitive interactions. *Nature Climate Change* 3:156-159

McIntosh TE, Rosatte RC, Hamr J, Murray DL (2014) Patterns of mortality and factors influencing survival of a recently restored elk population in Ontario, Canada. *Restoration Ecology* (in press)

Books : Myers JL, Well AD (2002) *Research design and statistical analysis*. Lawrence Erlbaum Associates, Philadelphia, Pennsylvania

Articles/sections from books, conference papers, etc: Leverenz JW, Lev DJ (1987) Effects of carbon dioxide-induced climate changes in the natural ranges of six major commercial tree species in the western United States. Pages 123-155 In: Shands WE, Hoffman JS (eds) *The greenhouse effect, climate change, and U.S. forests*. The Conservation Foundation, Washington, D.C.

McKneeley JA (1995) The interaction between biological diversity and cultural diversity. International Conference on Indigenous Peoples, Environment, and Development, Zurich, 15-18 May 1995. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland

Plafkin JL, Barbour MT, Porter KD, Gross SK, Hughes RM (1989) Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macro-invertebrates and fish. EPA/444/ 4-89-001. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Dissertations: Newmark WD (1986) Mammalian richness, colonization and extinction in western North American national parks. PhD Dissertation, University of Michigan, Ann Arbor

Websites: National Oceanic and Atmospheric Administration (2006-2010) National Climatic Data Center <http://www.erh.noaa.gov/iln/climate.htm> (accessed 13 February 2010)

Illustrations: Should be included at the end of the main document, after references: first tables, then figure captions and figures. All illustrations, including lettering, should be capable of 66 to 50% reductions without loss of clarity or legibility. Tables, figures and captions should be uncluttered and self-explanatory. All

abbreviations and terms unique to your paper must be defined in the caption; common statistical notations do not need to be defined. Include statistical significance directly on tables and figures whenever possible. Visit the [instructions on preparing the illustrations](#) for details.

Tables - use double-space and lines only below column headers. Be coherent with the use of decimals and whole numbers. Do not duplicate information in the text or figures.

Figures - includes line drawings and photographs and should be supplied to fit within either a single column or across the full page. Relevant photographs of research sites are encouraged. Submit photographs as separate figures or in sets with a narrow white border between each.

Cover photographs - You are invited to submit high-resolution color photographs with credit and a descriptive legend for possible use in the issue cover of the Journal.

Supporting Information: for supplemental but ancillary information such as additional tables, data sets, figures, movie files, audio clips, 3D structures, etc. Provide this information in the desired final format (it will be published as is and no proof will be made available) and with a descriptive caption, and cite it (e.g., Fig S1, Table S1) it within the main text of the manuscript. Please visit the [information on recommended file types and requirements](#) for details. Submit as a separate file from the main document.

Accepted Manuscripts

Upon final revision and acceptance authors are to ensure the manuscript conforms to the journal style by consulting a recent issue of the journal or viewing the [Restoration Ecology Style Guide](#). Upon acceptance you will be asked to provide all line artwork (vector graphics) as Encapsulated Postscript (EPS) and bitmap files (halftones or photographic images) as Tagged Image Format (TIFF), with a resolution of at least 300 dpi at final size. High quality PDFs may be acceptable. Do not send native file formats. More detailed information on the submission of electronic artwork will be provided upon acceptance of the manuscript and can be found at <http://authorservices.wiley.com/bauthor/illustration.asp>.

Proofs

Authors are expected to proofread their article promptly and carefully, correcting any printer's errors. Proofs should be returned within 48 hours of receipt. Changes to typeset text are expensive, and therefore authors making excessive changes will be invoiced by the Publisher.

Page Charges (US\$)

If your institution has additional budget or has approved a grant or support for publication costs, page charges will apply. Page charges of \$150 per page will be assessed for those with grants or institutional support for publication costs, \$35 for those with limited support, \$10 per page for those without grant support, but willing to pay at this rate. These charges will be collected by the Publisher. An author's inability to pay will in no way influence whether his or her paper will be accepted for publication. There are no page charges for those without institutional or grant support for them.

CC-BY for all OnlineOpen authors

If your paper is accepted, the author identified as the formal corresponding author for the paper will receive an email prompting them to login into Author Services; where via the Wiley Author Licensing Service (WALS) they will be able to complete the license agreement on behalf of all authors on the paper.

For authors signing the copyright transfer agreement

If the OnlineOpen option is not selected the corresponding author will be presented with the copyright transfer agreement (CTA) to sign. The terms and conditions of the CTA can be previewed in the samples associated with the Copyright FAQs below: CTA Terms and Conditions

http://authorservices.wiley.com/bauthor/faqs_copyright.asp

For authors choosing OnlineOpen

If the OnlineOpen option is selected the corresponding author will have a choice of the following Creative Commons License Open Access Agreements (OAA):

Creative Commons Attribution License OAA

Creative Commons Attribution Non-Commercial License OAA

Creative Commons Attribution Non-Commercial -NoDerivs License OAA

To preview the terms and conditions of these open access agreements please visit the Copyright FAQs hosted on Wiley Author Services http://authorservices.wiley.com/bauthor/faqs_copyright.asp and visit <http://www.wileyopenaccess.com/details/content/12f25db4c87/Copyright--License.html>.

If you select the OnlineOpen option and your research is funded by The Wellcome Trust and members of the Research Councils UK (RCUK) you will be given the opportunity to publish your article under a CC-BY license supporting you in complying with Wellcome Trust and Research Councils UK requirements. For more information on this policy and the Journal's compliant self-archiving policy please visit: <http://www.wiley.com/go/funderstatement>.

Offprints

The Publisher will supply the author with a free PDF offprint. A link to an offprint order form will be included with the page proofs, and authors may order hardcopy offprints in lots of 100.

--

Revised June 2015

Capítulo 3

- 1 **Características sucessionais do banco de sementes em sítios de**
- 2 **restauração de floresta estacional no norte do Paraná**

(Artigo a ser submetido à revista Acta Botanica Brasilica)

3

1 **Características sucessionais do banco de sementes em sítios de restauração de**
2 **floresta estacional no norte do Paraná**

3 Carolina de C. C. Oliveira¹, Laíssa L. R. P. do Canto¹ e José Marcelo D. Torezan^{1*}
4

5 **Resumo:** O banco de sementes é um dos meios pelos quais áreas perturbadas podem se
6 regenerar. A composição de um banco de sementes irá depender da entrada de sementes
7 via chuva de sementes e, posteriormente, de perdas ocasionadas por fatores
8 microclimáticos locais e predação. O objetivo desse trabalho foi investigar as
9 características sucessionais do banco de sementes em áreas reflorestadas e a influência
10 da paisagem circunvizinha. As amostras foram coletadas em doze reflorestamentos a
11 diferentes distâncias de uma fonte de propágulos e em três remanescentes florestais. A
12 influência da luminosidade sobre a formação do banco de sementes foi aferida
13 utilizando-se medidas da radiação fotossinteticamente ativa (RFA). Quase a totalidade
14 de indivíduos germinados nos bancos de sementes dos reflorestamentos é de espécies
15 arbóreas pioneiras (67%), sendo que 58% desses indivíduos são representados pelas
16 espécies *Trema micrantha* (L.) Blume e *Cecropia pachystachya* Trécul.. Não foi
17 encontrada relação entre a densidade de sementes de qualquer grupo sucessional e a
18 RFA. Os resultados indicam que os reflorestamentos já apresentam maior abundância
19 de espécies arbóreas em detrimento das espécies ruderais (21%), comuns em áreas em
20 início de sucessão. Além disso, as espécies com maior abundância no banco de
21 sementes dos reflorestamentos também são comuns em áreas florestais secundárias e
22 primárias, sugerindo um grande potencial de regeneração a partir do banco de sementes.

23 **Palavras-chave:** reflorestamento, dispersão, regeneração natural, paisagem

24 ¹ Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas, Programa de Pós Graduação em Ciências
25 Biológicas, Universidade Estadual de Londrina 86057-970, Londrina PR, Brasil
26 *torezan@uel.br

27

1 **Introdução**

2 O incremento da diversidade pela disponibilidade de sementes é um dos
3 principais fatores que influenciam a sucessão secundária em áreas em restauração (Holl
4 *et al.* 2000; White *et al.* 2004). A chuva de sementes em um sítio reflorestado pode ter
5 origem dos indivíduos plantados e/ou de fontes externas presentes na paisagem
6 próxima. A partir da chuva de sementes poderá ser formado, então, o banco de plântulas
7 e o banco de sementes que irão compor e determinar as etapas sucessionais (Dalling *et*
8 *al.* 1998; Plue *et al.* 2010).

9 O banco de sementes é caracterizado como o conjunto de sementes viáveis
10 presentes no solo ou em sua superfície, incluindo as sementes que fazem parte da
11 serapilheira, em um determinado espaço e tempo (Simpson *et al.* 1989). De acordo com
12 a longevidade da semente no solo, o banco de sementes pode ser classificado, de
13 maneira simplificada, como permanente, permanecendo mais de um ano no solo ou
14 transitório, com longevidade menor que um ano (Thompson & Grime 1979). A
15 longevidade da semente no solo é uma característica importante que irá influenciar na
16 estrutura e diversidade em uma comunidade ao longo do tempo (Dalling *et al.* 1998).

17 Em florestas tropicais, o banco de sementes está relacionado à regeneração em
18 clareiras abertas após distúrbios naturais ou antrópicos como, por exemplo, queda de
19 árvores e galhos ou desmatamento (Gomez-Pompa *et al.* 1981; Garwood 1989), sendo
20 encontradas, normalmente, espécies intolerantes a sombreamento (Putz & Appanah
21 1987; Saulei & Swaine 1988; Swaine & Whitmore 1988; Baider *et al.* 1999). A alta
22 densidade dessas espécies é ainda mais acentuada em paisagens fragmentadas com
23 influência de florestas secundárias e da matriz agrícola (Putz & Appanah 1987). No
24 entanto, Kennedy & Swaine (1992) observaram que em grandes áreas de floresta
25 contínua e com pouco distúrbio é possível observar abundância de espécies tolerantes a

1 sombreamento compondo o banco de sementes e que perturbações que exponham o solo
2 são mais importantes para a germinação do que o tamanho da clareira, sugerindo uma
3 grande variação na demanda de luz entre as espécies que não é explicada, apenas, pela
4 abertura de grandes clareiras.

5 Em reflorestamentos, quando o dossel ainda está em formação espera-se
6 encontrar uma alta densidade de espécies ruderais compondo a vegetação e,
7 consequentemente, o banco de sementes, devido à alta incidência luminosa (Augusto *et*
8 *al.* 2001; Zhang & Chu 2013). Posteriormente, a luminosidade será um fator importante
9 para a germinação de sementes presentes no banco quando houver abertura de clareiras
10 por morte de indivíduos adultos ou perturbações mais graves, como incêndios. Assim,
11 conhecer a composição do banco de sementes de áreas reflorestadas é importante para
12 determinar a capacidade de resposta destes ecossistemas a perturbações severas, como
13 incêndios, quando pode ocorrer a morte de grande parte dos indivíduos, principalmente
14 os regenerantes de menor de tamanho.

15 Tendo em vista que o banco de sementes é um componente importante para a
16 recuperação de áreas perturbadas, a relação entre o banco de sementes e a vegetação já
17 estabelecida pode proporcionar informações em relação à resiliência da comunidade,
18 aos fatores que dirigem a sucessão e a restauração da diversidade da comunidade após
19 distúrbios (Hopfensperger 2007). Em florestas ou ambientes estáveis é comum
20 encontrar baixa similaridade entre o banco de sementes e a vegetação acima do solo.
21 Por outro lado, a similaridade tende a ser alta após algum tipo de perturbação,
22 diminuindo ao longo do processo sucessional (Rico-Gray & Garcia-Franco 1992;
23 Devlaeminck *et al.* 2005).

24 A diversidade de sementes incorporadas ao solo será influenciada pela distância
25 de indivíduos de espécies formadoras de banco de sementes. Para espécies pioneiras, foi

1 observado um declínio na dispersão após 30 m (Alvarez-Buylla & Martinez-Ramos
2 1990 e Dalling *et al.* 1998 para espécies do gênero *Cecropia* e Dalling *et al.* 1998 para
3 *Miconia* sp.), 60 m (Laman 1996, para espécies do gênero *Ficus*), mas tendo sido
4 encontrado, também, depósito de sementes após 300 m (Murray 1998). Visto que o
5 conhecimento sobre o banco de sementes em reflorestamentos ainda é escasso, este
6 estudo levantou características do banco de sementes de áreas reflorestadas e em início
7 de sucessão, a fim de avaliar seu potencial para regeneração. Para isso, buscou-se
8 responder as seguintes perguntas: qual proporção das sementes pertencem a espécies
9 nativas florestais plantadas ou não e a espécies ruderais? Nos reflorestamentos a riqueza
10 e densidade de sementes do banco de sementes é mais similar à vegetação acima do solo
11 do que nos remanescentes florestais? A proximidade de remanescentes florestais
12 influencia a incorporação de sementes de espécies florestais que não foram usadas no
13 plantio?

14

15 **Materiais e Métodos**

16 *Área de estudo*

17 O estudo foi realizado em reflorestamentos e remanescentes localizados no
18 entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, região norte do Paraná, Brasil.
19 A vegetação original na região é a Floresta Estacional Semidecidual (FES), um tipo
20 florestal da Mata Atlântica, extremamente fragmentada e com menos de 2% da
21 cobertura original na região (Mapa 1). Os reflorestamentos foram implantados em locais
22 com histórico de uso de solo com monoculturas de soja e milho nos 30 anos anteriores à
23 restauração.

24 O clima da região é caracterizado como Cfa subtropical úmido, segundo a
25 classificação de Köppen, com período mais intenso de chuvas no verão (Dezembro-

1 Janeiro) e sem estação seca definida. A temperatura média no mês mais quente (Janeiro)
2 é de 23,8°C e no mês mais frio (Julho) de 16,8°C, apresentando precipitação média
3 anual entre 1400 mm e 1600 mm. O solo é classificado como latossolo eutroférico, de
4 origem basáltica (EMBRAPA 1999).

5 Todos os reflorestamentos estão entre 334 m e 338 m de altitude. O plantio foi
6 realizado entre os anos de 2002 e 2005 com espécies arbóreas nativas, pioneiras e
7 secundárias iniciais, apresentando espaçamento entre as mudas de 2 x 3 m (Cavalheiro
8 *et al.* 2002) e em média 30 espécies por talhão de reflorestamento. Durante os dois
9 primeiros anos do início do plantio houve manutenção manual e mecânica para retirada
10 de espécies consideradas como invasoras, em que qualquer tipo de regenerante (nativo
11 ou não) foi eliminado.

12 Os remanescentes florestais amostrados passaram por extração seletiva de
13 madeira há cerca de 40 anos, sem histórico de outras perturbações relevantes. Eles estão
14 localizados em três municípios: F1 - Rancho Alegre (23°04' S, 50°54' W), F2 -
15 Alvorada do Sul (22°45''S, 51°11''W) e F3 - Sertaneja (23°1' S, 50°47' W). Os
16 remanescentes florestais apresentam área de 130 ha, 108 ha e 32 ha, respectivamente.

17

18 *Coleta de Dados*

19 Os dados foram coletados em doze talhões de reflorestamentos e três
20 remanescentes florestais. A escolha dos reflorestamentos seguiu os critérios: 1) estarem
21 a diferentes distâncias de fontes de propágulos (Tabela 5); 2) apresentarem pequena
22 variação de idade (Tabela 5) e 3) não apresentarem histórico de perturbações severas,
23 como incêndios e pastoreio por gado. Os remanescentes florestais foram amostrados
24 com o intuito de verificar quais espécies presentes em seus bancos de sementes
25 poderiam fazer parte dos bancos de sementes dos reflorestamentos.

1 *Vegetação acima do solo*

2 Em cada reflorestamento e remanescente florestal foram alocadas 10 parcelas de
3 10 x 10 m (1000 m² por área), com distância mínima de 20 m entre as parcela. Nos
4 reflorestamentos, as parcelas foram estabelecidas na região central e paralela à margem
5 do reservatório a fim de minimizar os efeitos de borda.

6 Para a amostragem da vegetação, todos os indivíduos lenhosos (árvores e
7 arbustos) com altura igual ou superior a 10 cm foram identificados e contados, enquanto
8 que para as lianas consideraram-se aquelas que estavam enraizadas no interior das
9 parcelas tomando-se o cuidado de não contabilizar o mesmo indivíduo mais de uma vez.
10 Nos remanescentes florestais foram contabilizados os indivíduos lenhosos acima de 100
11 cm.

12

13 *Banco de sementes*

14 Para a análise do banco de sementes foram retiradas quatro amostras de solo por
15 parcela nas 15 áreas. As amostras foram coletadas com um trado de metal com 14 cm de
16 diâmetro e 6 cm de altura. As quatro amostras de cada parcela foram homogeneizadas e
17 compuseram uma única amostra, resultando em uma área de 0,06 m² por parcela. As
18 amostras foram dispostas em bandejas de plásticos com furos em seu fundo para a
19 drenagem da água de irrigação. As bandejas foram alocadas em uma estufa com tela de
20 sombreamento (interceptação nominal de 50%) e irrigadas por aspersores quatro vezes
21 ao dia por 5 minutos. Foram colocadas, aleatoriamente, três bandejas com areia
22 esterilizada para controle da contaminação no experimento. As espécies contaminantes
23 foram excluídas das análises. Utilizou-se o método de contagem indireta, considerando
24 cada indivíduo emergido como uma semente contida na amostra. As bandejas foram
25 monitoradas semanalmente e as plântulas germinadas eram retiradas assim que era

1 possível sua identificação. Em caso de dúvida e sempre que possível, as plântulas eram
2 transferidas para vasos até que demonstrassem características suficientes para sua
3 identificação. O monitoramento ocorreu por 12 meses.

4 As espécies de regenerantes identificadas foram classificadas como “plantadas”,
5 ruderais, florestais “não plantadas”, ruderais e gramíneas exóticas (ver Glossário 1).
6 Considerando a luminosidade como um fator importante para a formação do banco de
7 sementes por ser um limitante para a germinação, as espécies foram classificadas, ainda,
8 com relação à tolerância a sombreamento, segundo a classificação de Durigan et al.
9 2004 e observações em campo.

10

11 *Luminosidade*

12 Foi registrado o valor da Radiação Fotossinteticamente Ativa (RFA) durante os
13 meses de março e abril, por meio de um fotômetro Licor LI-250A no centro de cada
14 parcela, a 1 m do solo, entre 11h00 e 14h00. Foram registrados, também, os valores de
15 RFA a céu aberto, no início e no fim da amostragem de cada área. A porcentagem da
16 RFA dentro das parcelas foi expressa como uma fração do valor a céu aberto.

17

18 *Análise de dados*

19 Foram realizadas regressões lineares para verificar se há relação entre a
20 densidade e riqueza do banco de sementes dos reflorestamentos e a RFA ($\alpha = 0,05$).

21 As proporções de abundância e riqueza dos grupos de espécies (arbóreas
22 florestais, plantadas ou não, e de espécies ruderais) presentes no banco de sementes dos
23 reflorestamentos foram testadas aplicando-se o teste chi-quadrado em que a hipótese
24 nula é que não há diferença entre os grupos.

1 Para verificar a similaridade entre o banco de sementes e a vegetação
2 estabelecida tanto nos reflorestamentos como nos remanescentes florestais foi calculado
3 o índice de Jaccard.

4

5 **Resultados**

6 Praticamente todos os indivíduos germinados do banco de sementes dos
7 reflorestamentos são de espécies de início de sucessão (67%) e, em sua maioria,
8 espécies utilizadas no plantio, sendo ínfimo o número de indivíduos oriundos de fontes
9 florestais externas (apenas 8 plântulas emergiram, no total das amostras). No entanto, as
10 espécies ruderais tem proporção menor do que as espécies florestais (Apêndice 3).

11

12 *Composição do banco de sementes e influência da luminosidade*

13 No banco de sementes dos reflorestamentos foram contabilizados 10.376
14 indivíduos distribuídos em 121 espécies. A maior proporção de indivíduos (67%)
15 encontrada foi de espécies arbóreas pioneiras, intolerantes a sombreamento ($X^2 =$
16 $988,62$, $gl = 11$, $p < 0,05$), sendo que 58% do total são indivíduos das espécies *Trema*
17 *micrantha* (L.) Blume e *Cecropia pachystachya* Trécul. As espécies *Heliocarpus*
18 *popayanensis* Kunth e *Croton urucurana* Baill, representam 6% e 2%, respectivamente,
19 o que significa uma baixa abundância se comparada a *T. micranta* e *C. pachystachya*.
20 No entanto, *H. popayanensis* e *C. urucurana* somam mais indivíduos do que as demais
21 espécies que germinaram. As espécies ruderais representaram 30% dos indivíduos
22 presentes nos reflorestamentos (87 espécies) e as gramíneas exóticas somam 3% dos
23 indivíduos de espécies distribuídos em 20 espécies. O número de espécies utilizadas no
24 plantio e germinadas no banco de sementes variou de 3 a 8 espécies por
25 reflorestamento, em um conjunto de 35 espécies.

1 Entre as espécies ruderais *Solanum americanum* Mill. foi a mais abundante,
2 representando 21% do total de indivíduos.

3 Excluindo-se as espécies intencionalmente plantadas nas áreas reflorestadas, foi
4 observado que a proximidade de fontes de propágulos não resultou em um incremento
5 representativo de espécies florestais no banco de sementes, sendo contabilizados apenas
6 oito indivíduos, dos quais quatro são lianas das espécies *Cissus simsiana* Schult. &
7 Schult.f. e *Passiflora cervii* M.A.Milward-de-Azevedo e quatro arbóreas das espécies
8 *Luehea divaricata* Mart., *Sapium haemospermum* Müll. Arg. e *Zanthoxylum*
9 *rhoifolium* Lam.. Indivíduos destas espécies germinaram em bancos de sementes de
10 quatro reflorestamentos, sendo três adjacentes a remanescentes florestais e um
11 reflorestamento situado a 250 m de um remanescente florestal.

12 O banco de sementes dos remanescentes florestais apresentou um número muito
13 menor de indivíduos quando comparado com os reflorestamentos, sendo contabilizados
14 349 indivíduos pertencentes a 50 espécies. Cada remanescente apresentou, em média,
15 35 espécies, porém do total de indivíduos, 50% são das espécies *T. micrantha* e *C.*
16 *pachystachya*. Ao todo, nove espécies arbóreas pioneiras presentes no banco de
17 sementes dos remanescentes também estão presentes nos reflorestamentos, e foram
18 usadas nos plantios.

19 Para testar o efeito das variações na luminosidade sobre a riqueza e a densidade
20 de indivíduos no banco de sementes utilizaram-se as medidas da RFA por sítio e por
21 parcela em cada área. Em nenhuma das situações houve relação com a densidade de
22 indivíduos e riqueza do banco de sementes seja para as espécies ruderais ou para as
23 espécies utilizadas no plantio.

24

25 *Similaridade entre banco de semente e vegetação*

1 Os índices de similaridade entre o banco de sementes e a vegetação foram
2 baixos, com valores entre 8% e 22% nos reflorestamentos (Tabela 5), sendo que o um
3 dos três reflorestamentos adjacentes a um remanescente florestal apresentou a menor e o
4 reflorestamento mais distante apresentou a maior similaridade. No entanto, não houve
5 um padrão que relacionasse a similaridade entre o banco de sementes e a vegetação com
6 a distância de uma fonte de propágulos. Com exceção de três reflorestamentos, todos os
7 demais reflorestamentos compartilharam entre a vegetação e o banco de sementes mais
8 espécies arbóreas do que ruderais.

9 A comparação entre o banco de sementes e a vegetação nos remanescentes
10 florestais apresentou índices de similaridade ainda menores que os reflorestamentos,
11 entre 2% e 5%.

12

13 **Discussão**

14 A densidade de sementes encontrada, tanto nos reflorestamentos como nos
15 remanescentes florestais, situa-se no intervalo registrado por Wijdeven *et al.* (2000) e
16 em outros trabalhos revisados por Garwood (1989). Assim como foi observado em
17 outros reflorestamentos (Lopes *et al.* 2006), a densidade de indivíduos do banco de
18 sementes nas áreas reflorestadas se assemelha à de florestas secundárias, com
19 densidades maiores do que em florestas maduras.

20 A maior proporção de indivíduos germinados no banco de sementes são espécies
21 arbóreas de início de sucessão que foram utilizadas no plantio e espécies ruderais. Por
22 serem intolerantes a sombreamento, apresentarem ciclo de vida curto e por produzirem
23 muitas sementes pequenas e com vasta dispersão, as espécies ruderais são encontradas
24 em maior proporção no solo de áreas degradadas e nos primeiros anos de
25 desenvolvimento de reflorestamentos e florestas secundárias (Wijdeven *et al.* 2000;

1 Wang *et al.* 2009; Leitão-Filho *et al.* 2010). No banco de sementes dos reflorestamentos
2 estudados, essas espécies estão em menor proporção do que as espécies arbóreas *T.*
3 *micranta* e *C. pachystachya*, sugerindo um declínio das ruderais com o tempo.

4 A alta densidade de sementes de *T. micranta* e *C. pachystachya* pode estar
5 associada ao fato de que essas duas espécies arbóreas necessitam de alta luminosidade
6 para germinar, que já não está disponível devido à formação do dossel (Devlaeminck *et*
7 *al.* 2005), de modo que a germinação é impedida, levando ao acúmulo de sementes no
8 banco. São espécies adaptadas às condições incertas ocasionadas pela dinâmica do
9 dossel, como o tempo variável de exposição à luminosidade solar direta em função de
10 diferentes tamanhos de clareira. Além de produzirem grande quantidade de sementes, *T.*
11 *micranta* e *C. pachystachya* podem formar um banco no solo que persiste por muitos
12 anos (Dalling *et al.* 1997), sendo ambos os gêneros citados em vários estudos de banco
13 de sementes em florestas tropicais (Dalling *et al.* 1998; Campos & Souza 2003;
14 Grombone-Guaratini *et al.* 2004; Martins & Engel 2007).

15 A mudança na composição do banco de sementes pode ser observada também
16 pela comparação entre o banco de sementes e a vegetação local. Em florestas tropicais,
17 a similaridade entre esses dois componentes (banco de sementes e vegetação acima do
18 solo) tende a ser baixa (Hopfensperger 2007), o que foi observado nos remanescentes
19 estudados. A baixa similaridade encontrada entre o banco de sementes e a vegetação
20 acima do solo nas áreas reflorestadas foi maior do que a observada nos remanescentes
21 florestais sugerindo que após dez anos de plantio os reflorestamentos se direcionam para
22 uma mudança na composição de espécies, mas ainda são ambientes instáveis havendo
23 predomínio de espécies pioneiras e que produzem muitas sementes (Hopfensperger
24 2007; Leitão-Filho *et al.* 2010).

1 Não foi verificada uma relação entre a luminosidade e a formação do banco de
2 sementes, como observado em outros estudos (Wang *et al.* 2009). De acordo com
3 Jankowska-Blaszczuk & Grubb (2006), há uma grande variação entre as espécies com
4 relação à demanda de luz para germinar, sendo que para algumas espécies a queda de
5 galhos, a remoção da serapilheira ou até mesmo o revolvimento do solo por animais
6 pode ser um estímulo à germinação.

7 Segundo Dalling *et al.* (1998), a composição do banco de sementes está
8 associada tanto ao microclima da clareira como à vagilidade da espécie, sendo que uma
9 dessas condições tende a se sobressair em determinadas situações. Por exemplo, se a
10 espécie possui um mecanismo de dispersão que favorece o deslocamento de seus
11 propágulos a grandes distâncias, então o microclima ou propriedades locais irão
12 determinar o estabelecimento dos indivíduos destas espécies, distribuídos por várias
13 clareiras. Já as espécies menos vageis, apresentarão distribuição agrupada e dependente
14 da fonte local de sementes. No presente estudo, as espécies com maior abundância (*T.*
15 *micranta*, *C. pachystachya* e *S. americanum*) são zoocóricas e produzem uma grande
16 quantidade de pequenas sementes por planta. Isto sugere que essas espécies podem ser
17 dispersas por uma maior variedade de dispersores generalistas que apresentam grande
18 mobilidade em habitats fragmentados. Neste contexto, portanto, sugere-se que o
19 estabelecimento dessas espécies seja regulado mais pelo microclima (luminosidade) do
20 que pela localização da fonte de sementes.

21 Sendo a distância das fontes de propágulos também um fator limitante para a
22 colonização de novas espécies nos reflorestamentos, esperava-se que haveria um
23 incremento de espécies florestais que não foram plantadas. Poucos indivíduos de
24 espécies arbóreas não plantadas germinaram no banco de sementes das áreas
25 reflorestadas, mas deve-se ressaltar que esses indivíduos estavam presentes em

1 reflorestamento próximos a remanescentes florestais. Nos remanescentes florestais, *T.*
2 *micranta* e *C. pachystachya* também foram as espécies mais abundantes e, assim como
3 nos reflorestamentos, a densidade de outras espécies pioneiras como *H. popayanensis* e
4 *Bastardiopsis densiflora* (Hook. & Arn.) Hassl. foi baixa, concordando com outros
5 estudos que observaram a dominância de poucas espécies no banco de sementes em
6 Floresta Atlântica (Grombone-Guaratini & Rodrigues 2002; Lindner 2009). A presença
7 de espécies arbóreas pioneiras no banco de sementes dos remanescentes e dos
8 reflorestamentos e que foram usadas nos plantios, implica em assumir que sementes
9 presentes nos reflorestamentos próximos aos remanescentes podem ter sido dispersas,
10 também, a partir de indivíduos desses remanescentes, porém não foram contabilizadas
11 por terem sido utilizadas nos plantios.

12 Deve-se ressaltar, entretanto, que uma parte das espécies pioneiras *lato senso*
13 plantadas nos reflorestamentos não foi observada no banco de sementes. Foram
14 plantadas, em média, 35 espécies por reflorestamento e foram observadas no máximo
15 oito espécies no banco de sementes. Da mesma maneira, outras espécies que formam
16 banco de sementes, como espécies do gênero *Miconia*, *Ficus* e *Piper* (Dalling *et al.*
17 1998; Baider *et al.* 1999), não foram observadas no banco de sementes dos
18 reflorestamentos, apenas nos remanescentes florestais, sendo que o gênero *Piper* foi o
19 que apresentou mais indivíduos.

20 Os resultados encontrados indicam que, ainda que os reflorestamentos estejam
21 em início de sucessão, a composição do banco de sementes apresenta características
22 muito próximas, mas ainda diferentes, daquelas observadas em florestas secundárias
23 mais avançadas, com a dominância de espécies arbóreas também abundantes no banco
24 de sementes em remanescentes de floresta madura.

25

1 **Conclusão**

2 Os bancos de sementes dos reflorestamentos estão sendo formados quase que
3 totalmente por espécies intolerantes a sombreamento e, em sua maioria, por espécies
4 florestais utilizadas nos plantios. Isto sugere uma mudança em sua composição, em que
5 as espécies arbóreas se sobressaem às espécies herbáceas ruderais.

6 Os bancos de sementes e a vegetação acima do solo apresentaram baixa
7 similaridade, mas a similaridade entre estes dois componentes da vegetação nos
8 reflorestamentos foi maior, possivelmente por serem áreas ainda instáveis.

9

1 **Referências**

- 2 Alvarez-Buylla E, Martinez-Ramos R. 1990. Seed bank versus seed rain in the
3 regeneration of a tropical pioneer tree. *Oecologia* 84:314-325.
- 4 Augusto L, Dupouey J, Picard J, Ranger J. 2001 Potential contribution of the seed bank
5 in coniferous plantations to the restoration of native deciduous forest vegetation.
6 *Acta Oecologica* 22: 87–98.
- 7 Baider C, Tabarelli M, Mantovani W. 1999. O banco de sementes de um trecho de
8 Floresta Atlântica Montana. *Revista Brasileira de Biologia* 59: 319-328.
- 9 Campos JB, Souza MC. 2003. Potential for natural forest regeneration from seed bank
10 in an upper Parana river flood plain, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and*
11 *Technology*, v.46, n.4, p.623-637.
- 12 Cavalheiro AL, Torezan JMD, Fadelli L. 2002. Recuperação de áreas degradadas:
13 procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. In Medri ME,
14 Bianchini E, Shibatta OA, Pimenta JA (eds) *A bacia do rio Tibagi, Londrina, PR*. p.
15 213-224.
- 16 Dalling JW, Swaine DM, Nancy C, Garwood C. 1997. Soil seed bank community
17 dynamics in seasonally moist lowland tropical forest, Panama. *Journal of*
18 *Tropical Ecology* 13:659-680.
- 19 Dalling JW, Swaine MD, Garwood NC. 1998. Dispersal Patterns and Seed Bank
20 Dynamics of Pioneer Trees in Moist Tropical Forest. *Ecology* 79(2): 564-578.
- 21 Devlaeminck R, Bossuyt B, Hermy M. 2005. Inflow of seeds through the forest edge:
22 evidence from seed bank and vegetation patterns. *Plant Ecology* 176: 1-17.
- 23 Durigan G, Siqueira MF, Franco GADC, Contieri WA. 2004. A flora arbusto-arbustiva
24 do Médio Paranapanema: Base para a restauração de ecossistemas naturais. In: Vilas
25 Bôas O, Durigan G (eds.) *Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no*

- 1 Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil / Japão. São Paulo: Páginas e Letras.
2 p. 199-239.
- 3 EMBRAPA. 1999. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, Embrapa
4 Produção de Informação. p. 412.
- 5 Frenkel RE. 1977. Ruderal Vegetation Along Some California Roadsides. University of
6 California Press.
- 7 Garwood NC. 1989. Tropical soil seed banks: a review. In: Leck MA, Parker VT,
8 Simpson RL (eds.) Ecology of soil seed banks. San Diego, Academic Press. p. 149-
9 209.
- 10 Gómez-Pompa A, Vázquez-Yanes CN, 1981. Successional studies of a rain forest in Mexico.
11 In: West DC, Schugart HH, Botkin DB (eds.) Forest concepts and application, Springer-
12 Verlag, New York. p. 247- 266.
- 13 Grombone-Guaratini MT, Rodrigues RR. 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal
14 semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 18: 137-
15 148.
- 16 Grombone-Guaratini MT, Leitão Filho HF, Kageyama PY. 2004. The seed bank of a
17 gallery forest in Southeastern Brazil. *Braz. arch. biol. technol.* 47: 793-797.
- 18 Holl KD, Loik ME, Lin EHV, Samuels IA. 2000. Tropical forest restoration in
19 abandoned pastures in Costa Rica: obstacles and opportunities. *Restoration Ecology*
20 8: 339–349.
- 21 Hopfensperger KN. 2007. A review of similarity between seed bank and standing
22 vegetation across ecosystems. *Oikos* 116: 1438-1448.
- 23 Jankowska-Blaszczuk M, Grubb PJ. 2006. Changing perspectives on the role of the soil
24 seed in northern temperate deciduous forest and in tropical lowland rain forest:

1 parallels and contrasts. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*
2 8:3-21.

3 Kennedy DN, Swaine MD. 1992. Germination and Growth of Colonizing Species in
4 Artificial Gaps of Different Sizes in Dipterocarp Rain Forest. *Philosophical*
5 *Transactions: Biological Sciences. Tropical Rain Forest: Disturbance and Recovery*
6 335(1275): 357-367.

7 Laman TG. 1996. Ficus seed shadows in a Bornean rain forest. *Oecologia* 107:347-355.

8 Leitão-Filho HM, Marques MCM, Cecon E. 2010. Young restored forests increase
9 seedling recruitment in abandoned pastures in the Southern Atlantic rainforest. *Rev.*
10 *Biol. Trop.* 58(4):1271-1282.

11 Lindner A. 2009. A rapid assessment approach on soil seed banks of Atlantic forest
12 sites with different disturbance history in Rio de Janeiro, Brazil. *Ecological*
13 *engineering* 35:829–835.

14 Lopes KP, Souza VC, Andrade LA, Dornelas GV, Bruno RLA. 2006. Estudo do banco
15 de sementes em povoamentos florestais puros e em uma capoeira de Floresta
16 Ombrófila Aberta, no município de Areia, PB, Brasil *Acta bot. bras.* 20(1): 105-113.

17 Martins AM, Engel VL. 2007. Soil seed Banks in tropical forest fragments with
18 different disturbance histories in southeastern Brazil. *Ecological Engineering* 31:165-
19 174.

20 Murray KG. 1988. Avian seed dispersal of three neotrop- ical gap-dependent plants.
21 *Ecological Monographs* 58: 271- 298.

22 Plue J, Van Gils B, Peppler-Lisbach C, De Schrijver A, Verheyen K, Hermy M. 2010.
23 Seed-bank convergence under different tree species during forest development
24 *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12:211–218.

- 1 Putz FE, Appanah S. 1987. Buried seeds, newly dispersed seeds, and dynamics of a
2 lowland forest in Malaysia. *Biotropica* 19: 326-333.
- 3 Rico-Gray V, Garcia-Franco JG. 1992. Vegetation and soil seed bank of successional
4 stages in tropical lowland deciduous forest. *Journal of Vegetation Science* 3: 617-
5 624.
- 6 Saulei SM, Swaine MD. 1988. Rain forest seed dynamics during succession at Gogol,
7 Papua-Nova Guiné. *Journal of Ecology* 62: 675-719.
- 8 Simpson RL, Leck MA, Parker VT. 1989. Seed banks: general concepts and
9 methodological issues. In: Leck MA, Parker VT, Simpson RL (eds.) *Ecology of soil*
10 *seed banks*. San Diego, Academic Press. p. 3-7.
- 11 Swaine MD, Whitmore TC. 1988. On the Definition of Ecological Species Groups in
12 Tropical Rain Forests. *Vegetatio* 75(1/2): 81-86.
- 13 Thompson K, Grime JP. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous
14 species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67: 893-921.
- 15 Wang J, Ren H, Yang L, Li D, Guo Q. 2009. Soil seed banks in four 22-year-old
16 plantations in South China: implication for restoration. *Forest Ecol. Manage.* 258:
17 2000–2006.
- 18 White E, Tucker N, Meyers N, Wilson J. 2004. Seed dispersal to revegetated isolated
19 rainforest patches in North Queensland. *Forest Ecology and Management* 192: 409–
20 426.
- 21 Wijdeven SMJ, Kuzee ME. 2000. Seed Availability as a Limiting Factor in Forest
22 Recovery Processes in Costa Rica. *Restoration Ecology* 8: 414-424.
- 23 Zhang H, Chu LM. 2013. Changes in soil seed bank composition during early
24 succession of rehabilitated quarrie. *Ecological Engineering* 55: 43-50.

Tabela 5. Áreas dos remanescentes florestais (F) mais próximos dos reflorestamentos amostrados (R), idades e áreas dos talhões dos R e distância entre os F e os R. J = índice de Jaccard entre o banco de semente e a vegetação acima do solo nos dozes reflorestamentos amostrados

	R		F e R	F	J
	Idade (meses)	Área (ha)	Distância (m)	Área (ha)	
R1	129	11,78	0	108	0,08
R2	118	14,4	0	32	0,19
R3	109	7,8	0	130	0,15
R4	102	18,79	90	27	0,14
R5	129	8,48	110	43	0,13
R6	112	4,38	160	14	0,12
R7	128	4,76	250	32	0,20
R8	123	6,43	570	18	0,17
R9	133	25,17	830	34	0,10
R10	114	10,46	970	108	0,20
R11	111	7,43	1400	19	0,17
R12	104	7,14	3200	19	0,22

Apêndice 3. Espécies amostradas nos bancos de sementes em doze reflorestamentos (R) e três remanescentes florestais (F) no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica Capivara, norte do Paraná. N = número de indivíduos por espécie, TS = tolerância a sombreamento, I = intolerante a sombreamento, T = tolerante a sombreamento, Sítio = local onde foram retiradas as amostras dos bancos de sementes.

	N	TS	Sítio
Amaranthaceae			
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	21	I	R
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	1	I	R
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	1	I	R
<i>Amaranthus</i> sp.	12	I	R
<i>Cyathula prostrata</i> (L.) Blume	23	I	F/R
Anacardiaceae			
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	2	I	R
Apiaceae			
<i>Apium leptophyllum</i> (Pers.) F. Muell. ex Benth.	69	I	R
Apocynaceae			
<i>Asclepias curassavica</i> L.	1	I	R
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	4	I	R
Asteraceae			
<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	6	I	R
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	133	I	R
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	154	I	R
<i>Baccharis trinervis</i> Pers.	1	I	R
<i>Bidens alba</i> (L.) DC.	4	I	R
<i>Bidens pilosa</i> L.	43	I	R
<i>Bidens sulphurea</i> (Cav.) Sch. Bip.	1	I	R
<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burkart	1	I	R
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	266	I	R
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	6	I	R
<i>Emilia coccinea</i> (Sims) G. Don	15	I	R
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	53	I	R
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	8	I	R
<i>Erigeron bonariensis</i> L.	76	I	R
<i>Eupatorium maximiliani</i> Schrader ex DC.	23	I	R
<i>Hypochaeris brasiliensis</i> (Less.) Benth. & Hook. f. ex Griseb.	8	I	R
<i>Mikania cordifolia</i> (L. f.) Willd.	3	I	R
<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	1	I	R
<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	2	I	R
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	164	I	R
<i>Praxelis pauciflora</i> (Kunth) R.M. King & H. Rob.	31	I	R

<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	2	I	R
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	25	I	R
<i>Tridax procumbens</i> L.	27	I	R
Bignoniaceae			
<i>Fridericia dichotoma</i> (Jacq.) L.G. Lohmann	1	I	F
Boraginaceae			
<i>Heliotropium lanceolatum</i> Ruiz & Pav.	1	I	F
<i>Heliotropium transalpinum</i> Vell.	10	I	F/R
Cactaceae			
<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	4	I	F
Cannabaceae			
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	3424	I	F/R
Caricaceae			
<i>Carica quercifolia</i> (A. St.-Hil.) Hieron.	3	I	F
Cleomaceae			
<i>Cleome affinis</i> DC.	1	I	R
Commelinaceae			
<i>Commelina benghalensis</i> L.	1	I	R
<i>Tradescantia fluminensis</i> Vell.	43	I	R
Convolvulaceae			
<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	13	I	R
<i>Ipomoea indivisa</i> (Vell.) Hallier f.	2	I	R
<i>Ipomoea ramosissima</i> (Poir.) Choisy	2	I	R
<i>Merremia aegyptia</i> (L.) Urb.	1	I	F
Cucurbitaceae			
<i>Cayaponia podantha</i> Cogn.	2	I	R
<i>Momordica charantia</i> L.	9	I	R
Cyperaceae			
<i>Cyperus iria</i> L.	1	I	R
<i>Cyperus lanceolatus</i> Poir.	7	I	R
<i>Cyperus polystachyos</i> Rottb.	2	I	R
<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	26	I	R
<i>Pycneus decumbens</i> T. Koyama	2	I	R
<i>Pycneus polystachyos</i> (Rottb.) P. Beauv.	283	I	R
Euphorbiaceae			
<i>Acalypha communis</i> Müll. Arg.	2	I	R
<i>Acalypha gracilis</i> Spreng.	7	I	F
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	3	I	F/R
<i>Chamaesyce hyssopifolia</i> (L.) Small	1	I	R
<i>Chamaesyce prostrata</i> (Aiton) Small	2	I	R
<i>Croton floribundus</i> Lund ex Didr.	2	I	F/R
<i>Croton glandulosus</i> L.	8	I	R
<i>Croton triqueter</i> Lam.	1	I	R

<i>Croton urucurana</i> Baill.	203	I	R
<i>Dalechampia scandens</i> L.	3	I	F
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	21	I	R
<i>Ricinus communis</i> L.	2	I	R
<i>Sapium haemospermum</i> Müll. Arg.	1	I	R
Fabaceae			
<i>Crotalaria lanceolata</i> E. Mey.	1	I	R
<i>Desmodium</i> sp.	2	I	R
<i>Desmodium tortuosum</i> (Sw.) DC.	31	I	R
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	15	I	R
<i>Mucuna pruriens</i> (L.) DC.	1	I	R
Lamiaceae			
<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit.	14	I	F
<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.	4	I	R
<i>Leonurus japonicus</i> Houtt.	207	I	R
<i>Marsypianthes chamaedrys</i> (Vahl) Kuntze	7	I	R
<i>Ocimum micranthum</i> Willd.	8	I	F/R
Malvaceae			
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	21	I	F/R
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	40	I	F/R
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	548	I	F/R
<i>Herissantia crispa</i> (L.) Brizicky	1	I	R
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	2	T	R
<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	14	I	R
<i>Sida rhombifolia</i> L.	66	I	R
<i>Sida spinosa</i> L.	9	I	R
<i>Sidastrum micranthum</i> (A.St.-Hil.) Fryxell	45	I	R
<i>Wissadula hernandioides</i> (L.Hér.) Garcke	10	I	R
Melastomataceae			
<i>Miconia</i> sp.	1	I	F
Meliaceae			
<i>Trichilia</i> sp.	4	T	F
Monimiaceae			
<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.	3	T	F
Moraceae			
<i>Ficus glabra</i> Vell.	2	I	F
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	1	I	F
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud	1	I	F
Muntingiaceae			
<i>Muntingia calabura</i> L.	2	I	R
Myrtaceae			
<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	6	T	F
<i>Psidium guajava</i> L.	5	I	R

Onagraceae			
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H. Raven	1	I	R
<i>Ludwigia tomentosa</i> (Cambess.) H. Hara	5	I	R
Oxalidaceae			
<i>Oxalis corniculata</i> L.	41	I	R
Passifloraceae			
<i>Passiflora cervii</i> M.A.M. Azevedo	1	I	R
<i>Passiflora</i> sp.	1	I	F
Phyllanthaceae			
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	1	I	R
Phytolaccaceae			
<i>Phytolacca dioica</i> L.	4	I	R
Piperaceae			
<i>Piper amalago</i> L.	9	T	F
<i>Piper hispidum</i> Sw.	4	T	F
Poaceae			
<i>Brachiaria</i> sp.	2	I	R
<i>Brachiaria plantaginea</i> (Link) Hitchc.	1	I	R
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	1	I	R
<i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult. f.) Asch. & Graebn.	1	I	R
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	8	I	R
<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	17	I	R
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	6	I	R
<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc.	1	I	R
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	25	I	R
<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs	26	I	R
<i>Panicum repens</i> L.	2	I	R
<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C.E. Hubb.	48	I	R
<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	1	I	R
<i>Setaria geniculata</i> P. Beauv.	2	I	R
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	5	I	R
<i>Setaria vulpiseta</i> (Lam.) Roem. & Schult.	1	I	R
<i>Sorghum arundinaceum</i> (Desv.) Stapf	127	I	R
<i>Sorghum bicolor</i> L. (Moench)	2	I	R
<i>Stapfochloa elata</i> (Desv.) P.M. Peterson	39	I	R
Rhamnaceae			
<i>Gouania virgata</i> Reissek	5	I	F
Rubiaceae			
<i>Manettia paraguariensis</i> Chodat	4	I	F
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	2	T	F
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	79	I	R
Rutaceae			
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	5	T	F

Salicaceae			
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1	T	F
Sapindaceae			
<i>Paullinia</i> sp.	1	I	F
Scrophulariaceae			
<i>Buddleja brasiliensis</i> J. Jacq.	2	I	R
Solanaceae			
<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	846	I	R
<i>Physalis angulata</i> L.	182	I	R
<i>Solanum americanum</i> Mill.	12	I	F/R
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	629	I	F/R
<i>Solanum paniculatum</i> L.	11	I	F/R
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	1	I	R
<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	2	I	F
Talinaceae			
<i>Talinum triangulare</i> (Jacq.) Willd.	1	I	R
Typhaceae			
<i>Typha angustifolia</i> L.	4	I	R
Urticaceae			
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	2129	I	F/R
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	1	I	F
Verbenaceae			
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	1	I	F
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	20	I	R
<i>Lantana trifolia</i> L.	3	I	R
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	26	I	R
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	6	I	R
Violaceae			
<i>Hybanthus bigibbosus</i> (A. St.-Hil.) Hassl.	2	I	F
Vitaceae			
<i>Cissus simsiana</i> Schult. & Schult. f	6	I	F/R
Indet.	6		

Preparing the article file

(Please consult a last issue of **Acta Botanica Brasilica** for layout and style)

All manuscripts must follow these guidelines: the text should be in Times New Roman font, size 12, double-spaced throughout and with 25 mm margins; the paper size should be set to A4 (210 x 297 mm). All pages should be numbered sequentially. Each line of the text should also be numbered, with the top line of each page being line 1. For text files .doc, .docx and .rtf are the only acceptable formats. Files in Adobe® PDF format (.pdf files) will not be accepted. When appropriate, the article file should include a list of figure legends and table heads at the end. This article file should not include any illustrations or tables, all of which should be submitted in separate files.

The **first page** should state the type of article (Original Article, Review, Viewpoint, Method or Short communication) and provide a concise and informative full title followed by the names of all authors. Where necessary, each name should be followed by an identifying superscript number (¹, ², ³ etc.) associated with the appropriate institutional address to be entered further down the page. Only one corresponding author should be indicated with an asterisk and should always be the submitting author. The institutional address(es) of each author should be listed next, each address being preceded by the superscript number where appropriate. The address must be synthetic, just enough to send a letter. Titles and positions should not be mentioned. This information is followed by the e-mail address of the corresponding author

The **second page** should contain a structured **Abstract** not exceeding 200 words in a single paragraph without references. The Abstract should outline the essential content of the manuscript, especially the results and discussion, highlighting the relevance of main findings.

The Abstract should be followed by between five and ten **Key words**. Note that essential words in the title should be repeated in the key words.

Original articles should be divided into sections presented in the following order:

Title page

Abstract

Introduction

Materials and Methods

Results

Discussion

Acknowledgements

References

Tables and Figure legends

Supplementary Data (if applicable)

Material and Methods and **Results** should be clear and concise. The **Discussion** section should avoid extensive repetition of the results and must finish with some conclusions. This section can be combined with results (**Results and Discussion**), however, we recommend authors consult the Editorial Board for a previous evaluation.

Plant names must be written out in full in the abstract and again in the main text for every organism at first mention but the genus is only needed for the first species in a list within the same genus (e.g. *Hymenaea stigonocarpa* e *H. stilbocarpa*). The authority (e.g., L., Mill., Benth.) is required only in Material and Methods section. Use The International Plant Names Index (www.ipni.org) for correct plants names. Cultivars or varieties should be added to the scientific name (e.g. *Solanum lycopersicum* 'Jumbo'). Authors must include in Material and Methods a reference to voucher specimen(s) and voucher number(s) of the plants or other material examined.

Abbreviations must be avoided except for usual cases (see recent issues) and all terms must be written out in full when used to start a sentence. Non-conventional abbreviations should be spelled out at first mention.

Units of Measurement. *Acta bot. bras.* adopts the *Système International d'Unités* (SI). For volume, use the cubic metre (e.g. $1 \times 10^{-5} \text{ m}^3$) or the litre (e.g. 5 μL , 5 mL, 5 L). For concentrations, use μM , $\mu\text{mol L}^{-1}$ or mg L^{-1} . For size and distance use meters (cm, mm, μm , etc) and be consistent in the manuscript.

Numbers up to nine should be written out unless they are measurements. All numbers above ten should be in numerals unless they are starting sentences.

Citations in the text should take the form of Silva (2012) or Ribeiro & Furr (1975) or (Mayer & Wu 1987a; b; Gonzalez 2014; Sirano 2014) and be ordered

chronologically. Papers by three or more authors, even on first mention, should be abbreviated to the name of the first author followed by *et al.* (e.g. Simmons *et al.* 2014). If two different authors have the same last name, and the article have the same year of publication, give their initials (e.g. JS Santos 2003). Only refer to papers as 'in press' if they have been accepted for publication in a named journal, otherwise use the terms 'unpubl. res.', giving the initials and last name of the person concerned (e.g., RA Santos unpubl. res.).

References should be arranged alphabetically based on the surname of the author(s). Where the same author(s) has two or more papers listed, these papers should be grouped in year order. Letters 'a', 'b', 'c', etc., should be added to the date of papers with the same citation in the text. Please provide DOI of 'in press' papers whenever possible.

For papers with **six** authors or fewer, please give the names of *all* the authors. For papers with **seven** authors or more, please give the names of the *first three* authors only, followed by *et al.*

Please follow the styles:

Books

Smith GM. 1938. Cryptogamic botany. Vol. II Bryophytes and Pteridophytes. 2nd. edn. New York, McGraw-Hill Book Company.

Chapters in books

Schupp EW, Feener DH. 1991. Phylogeny, lifeform, and habitat dependence of ant-defended plants in a Panamanian forest. In: Huxley CR, Cutler DC. (eds.) Ant-plant interactions. Oxford, Oxford University Press. p. 175-197.

Research papers

Alves MF, Duarte MO, Oliveira PEAM, Sampaio DS. 2013. Self-sterility in the hexaploid *Handroanthus serratifolius* (Bignoniaceae), the national flower of Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 27: 714-722.

Papers in press (ahead of print)

Alves JJ, Sampaio MTY. 2015. Structure and evolution of flowers. *Acta Botanica Brasilica* (in press). doi: 10.1590/0102-33062015abb3339.

Online-only journals

Wolkovich EM, Cleland EE. 2014. Phenological niches and the future of

invaded ecosystems with climate change. *AoB Plants* 6: plu013
doi:10.1093/aobpla/plu013

Thesis (citation should be avoided)

Souza D. 2014. Plant growth regulators. PhD Thesis, University of Brazil, Brazil.

Websites and other sources (citation should be avoided)

Anonymous. 2011. Title of booklet, leaflet, report, etc. City, Publisher or other source, Country.

References to websites should be structured as: author(s) name author(s) initial(s). year. Full title of article. Full URL. 21 Oct. 2014 (Date of last successful access).

Acknowledgements should be preferably in fewer than 80 words. Be concise: “we thank...” is preferable to “The present authors would like to express their thanks to...”. Funding information should be included in this section.

The following example should be followed:

We acknowledge the Center of Microscopy (UFMG) for providing the equipment and technical support for experiments involving electron microscopy. We also thank J.S. Santos for assistance with the statistical analyses. This work was supported through a research grant from the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (ID number).

For **SHORT COMMUNICATIONS** note that the editorial guidelines applying to original papers must also apply here. In general, the difference between original papers and short communications is the **lack of subsections in the text** and limited space for illustrations in the latter. Figures and tables can be present, assuming that the overall size of the manuscript does not exceed the five printed page limit (supplementary material can be added). The abstract (as described for original articles) must be followed by a “running text” (a single section, without subheadings), followed by the acknowledgments and references.

Preparing Figures, Tables and Supplementary material

All figures (photographs, maps, drawings, graphs, diagrams, etc.) and tables must be cited in the text, in ascending order. Citations of figures in the text should

appear in an abbreviated, capitalized form (e.g., Fig. 1, Fig. 2A-D, Fig. 3A, Figs. 3A, 4C, Tab.1).

The maximum dimensions of individual figures should be 170 × 240 mm. The width of an individual component can be 170 mm or 85 mm, without exception, whereas the height can be ≤ 240 mm. For continuous tone images (e.g., photographs), please supply TIFF files at 300 dpi. More complex drawings, such as detailed botanical illustrations will not be redrawn and should be supplied as 600 dpi TIFF files.

Grouping of related graphics or images into a **single figure** (a plate) is strongly encouraged. When a block of illustrative material consists of several parts, each part should be labelled with sequential capital letters, in the order of their citation in the text (A, B, C, etc.). The letters that identify individual images should be inserted within white circles in the lower right-hand corner. For separate the grouped images, authors should insert white bars (1mm thickness).

Individual images (not grouped as a plate) should be identified with sequential Arabic numerals, in the order of their citation in the text (Fig. 1, Fig. 2, Fig. 3, etc.), presented in the same manner as the letters identifying individual images (described above).

The number that identifies a grouped figure (e.g., Fig. 2) should not be inserted into the plate but should rather be referenced only in the figure caption and the text (e.g., Fig. 2A-C).

Scale bars, when required, should be positioned in the lower right-hand corner of the figure. The scale bar units should be given either at the end of the figure caption or, when a figure contains multiple scale bars with different units, above each bar. Details within a figure can be indicated with arrows, letters or symbols, as appropriate.

Tables should be preceded by titles, indicated with sequential Arabic numerals (Table 1, 2, 3, etc.; do not abbreviate). Tables should be created using the Table function of Microsoft Word™. Columns and rows should be visible, although no dark lines should be used to separate them. Horizontal rules should be used only at the top (below the title) and bottom (below the final row) of the table. Do not use fills, shading or colors in the tables.

When appropriate, excess (but important) data can be submitted as

Supplementary Files, which will be published online and will be made available as links. This might include additional figures, tables, or other materials that are necessary to fully document the research contained in the paper or to facilitate the readers' ability to understand the work.

Supplementary Materials are generally not peer refereed. When a paper is published, the Supplementary Materials are linked from the main article webpage. They can be cited using the same DOI as the paper.

Supplementary Materials should be presented in appropriate .doc or .pdf file format. These archives should contain inside all supplementary tables and files and any additional text. The full title of the paper and author names should be included in the header. All supplementary figures and tables should be referred in the manuscript body as “Table S1” and/or “Figure S1”.

Acta bot. bras. intends to maintain archives of Supplementary Materials but does not guarantee their permanent availability. *Acta bot. bras.* reserves the right to remove Supplementary Materials from a published article in the future.

Considerações Finais

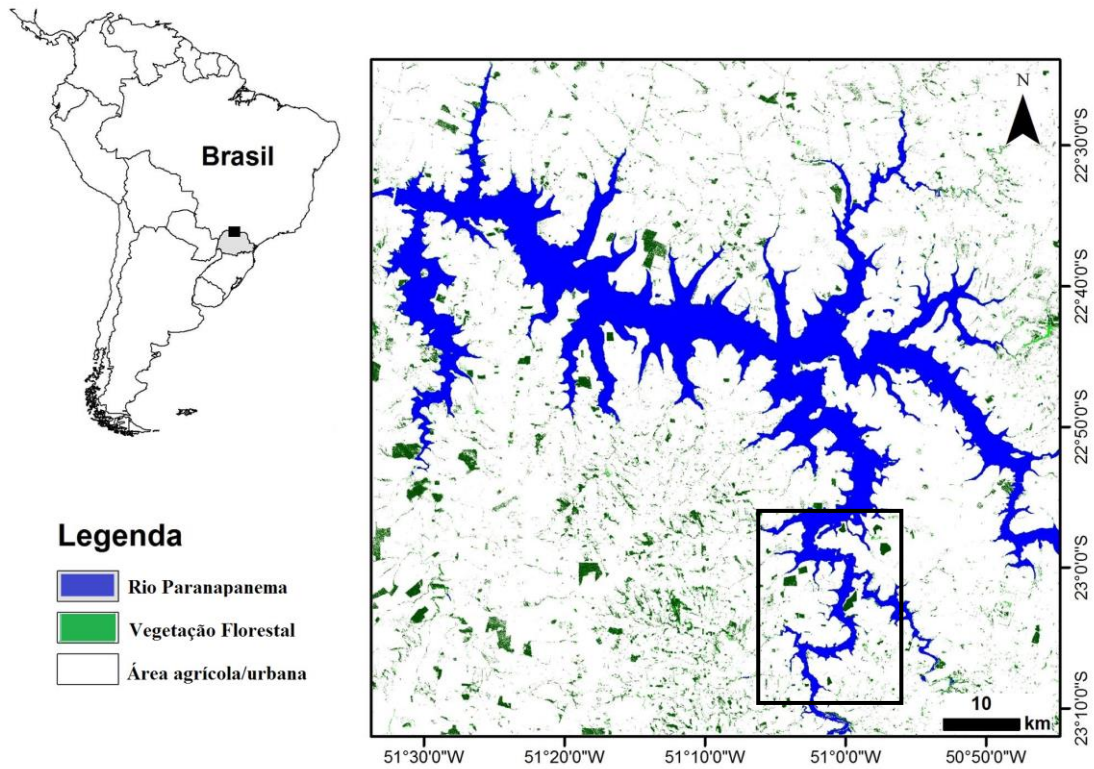
Os resultados obtidos neste estudo e apresentados ao longo de três capítulos sugerem que os projetos de restauração ecológica devem considerar como prioridade uma avaliação prévia da paisagem em que estão inseridas as áreas a serem restauradas. A prática de reflorestar áreas degradadas está embasada na ocorrência de um incremento gradual de espécies e do avanço sucessional, e isso só será possível se houver conectividade na paisagem para que mais espécies cheguem aos reflorestamentos por meios naturais de dispersão. Além disso, a composição florística dos reflorestamentos sugere haver restrições impostas pela combinação de filtros para a dispersão de sementes e para o estabelecimento, levando à seleção de um mesmo conjunto de espécies generalistas capazes de colonizar os reflorestamentos. Dada a grande diversidade de espécies de animais, plantas e microrganismos que vivem em florestas tropicais, é improvável que técnicas de reintrodução ativa a serem desenvolvidas possam suplantar estas restrições da paisagem. No entanto, observações por períodos suficientemente longos podem indicar o papel que estes filtros ecológicos terão sobre a trajetória sucessional, e sobre os ecossistemas resultantes da restauração em paisagens fragmentadas.

Espécies invasoras em áreas sob restauração tem sido tema de grande discussão, por conta de evidências de que a sua presença destas espécies possa comprometer o processo sucessional, seja por competição direta com espécies nativas, seja por aumentar a suscetibilidade a incêndios. Neste estudo verificou-se que nem todas as espécies atualmente consideradas como “invasoras” (grupo amiúde considerado como composto por espécies ruderais) efetivamente comprometem a regeneração natural. Algumas espécies, no entanto, principalmente gramíneas exóticas podem ter efeitos sensíveis sobre as assembleias de espécies nativas e, portanto, devem ser objeto de

consideração nas atividades de restauração. Tanto a distância de fontes de propágulos como a cobertura de gramíneas exóticas podem afetar o estabelecimento de espécies nativas florestais nos reflorestamentos estudados. Além disso, sugere-se que esteja ocorrendo uma interação bidirecional entre a invasão por gramíneas e a pressão de propágulos de espécies nativas florestais próximas, de modo que, na ausência de incêndios e com níveis altos de ingresso de espécies nativas, as gramíneas exóticas poderiam ser deslocadas competitivamente.

O banco de sementes, por sua vez, apresentou um grande potencial de recuperação em caso de distúrbios, por apresentar espécies arbóreas nativas pioneiras, sendo que muitas espécies são comuns a florestas secundárias e maduras.

Este trabalho foi realizado em reflorestamento com idades entre 8 e 10 anos. Estudos em reflorestamentos com maior tempo de desenvolvimento podem contribuir para uma melhor compreensão da influência dos fatores mencionados, com o alívio progressivo das restrições microclimáticas advindas do desenvolvimento da vegetação.



1



2

3 Mapa 1. Mapa temático a partir de imagem Landsat 5 da região onde foram amostrados
 4 os 12 reflorestamentos e 3 remanescentes florestais no entorno do reservatório de
 5 Capivara, Rio Paranapanema (figura gentilmente cedida por LCSM Pereira 2016).
 6 Abaixo ampliação de um recorte do mapa temático utilizando imagem do *Google Earth*.
 7 As setas brancas mostram uma parte dos reflorestamentos amostrados.

8

Glossário 1

Nesse estudo, foram considerados os termos como:

1) Entre as espécies não plantadas:

a) espécies florestais “não plantadas” - espécies arbustivas/arbóreas que ocorrem originalmente em floresta, sendo no presente estudo originárias da Floresta Estacional Semidecidual;

b) espécies exóticas: espécie proveniente de outro país, não sendo necessariamente invasora.

c) espécies invasoras: espécie que modifica características na nova comunidade, geralmente associada à exclusão de espécies nativas, tanto por competição como por predação (Espínola e Júlio 2007), levando ao fenômeno chamado homogeneização biótica, com aumento da similaridade entre as biotas e causando a substituição de espécies nativas por não nativas (Mack *et al.*, 2000).

d) espécies ruderais (sinantrópicas): espécies herbáceas e arbustivas que acompanham a ocupação do homem e comuns em paisagens perturbadas (Frenkel 1977).

e) espécies da matriz: espécies arbustivas/arbóreas nativas ou exóticas comuns na paisagem rural observadas isoladamente ou em pequenos grupos. Estão presentes em pomares ou são utilizadas como cercas-vivas ou na ornamentação.

2) Espécies plantadas:

- espécies arbóreas que ocorrem originalmente na Floresta Estacional Semidecidual e que foram introduzidas intencionalmente por meio de técnica de reflorestamento.

Referências

Espínola LA e Júlio HF (2007). Espécies invasoras: conceitos modelos e atributos. *Interciência* 32(09):580-585

Frenkel RE (1977). *Ruderal Vegetation Along Some California Roadsides*. University of California Press

Mack RN, Simberloff DC, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz F (2000). Biotic Invasions: Causes, Epidemiology Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control *Global. Issues in ecology* 5:1-21