



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

TALITA PARPINELLI FERRACIN

**REGENERAÇÃO DE ESPÉCIES NATIVAS EM ÁREAS COM
PINUS TAEDA L. NA REGIÃO CENTRO-LESTE DO PARANÁ.**

TALITA PARPINELLI FERRACIN

**REGENERAÇÃO DE ESPÉCIES NATIVAS EM ÁREAS COM
PINUS TAEDA L. NA REGIÃO CENTRO-LESTE DO PARANÁ.**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado em Ciências Biológicas, área de concentração em Botânica, da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo
Domingues Torezan

Londrina
2010

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da
Universidade Estadual de Londrina.**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

F368r Ferracin, Talita Parpinelli.
Regeneração de espécies nativas em áreas com *Pinus taeda* L. na região centro-leste do Paraná / Talita Parpinelli Ferracin. – Londrina, 2010.
72 f. : il.

Orientador: José Marcelo Domigues Torezan.
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2010.
Inclui bibliografia.

1. Vegetação – Regeneração (Botânica) – Teses. 2. Biodiversidade – Conservação – Teses. 3. Contaminação biológica – Teses. 4. Colheita florestal – Teses. 5. *Pinus taeda* – Teses. I. Torezan, José Marcelo Domigues. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 581.143.5

TALITA PARPINELLI FERRACIN

**REGENERAÇÃO DE ESPÉCIES NATIVAS EM ÁREAS COM *PINUS*
TAEDA L. NA REGIÃO CENTRO-LESTE DO PARANÁ.**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado em Ciências Biológicas, área de concentração em Botânica, da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Márcia Cristina Mendes Marques
UFPR - Universidade Federal do Paraná - PR

Prof. Dr. José Antonio Pimenta
UEL - Universidade Estadual de Londrina - PR

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

Londrina, 04 de junho de 2010

DEDICATÓRIA

*À minha família, meu pai Antonio,
minha mãe Solange e meu irmão Thalís,
pelo apoio, compreensão e amor incondicional
em todos os momentos da minha vida,
dos mais difíceis aos mais felizes.*

*“A fé abre a porta ao conhecimento.
A incredulidade fecha-a.”*

Santo Agostinho

AGRADECIMENTOS

A DEUS, sem Ele nada seria possível.

À minha família, pelo apoio incondicional em todos os momentos.

Aos orientadores José Marcelo D. Torezan e Edmilson Bianchini, pela contribuição com críticas, sugestões e ensinamentos.

Ao pessoal do Parque ecológico da Klabin, em especial ao Sérgio A. Filipaki, por toda dedicação e prontidão na realização do trabalho em campo, ao Valmir, pela dedicação e carinho com a gente e também ao Celso, uma pessoa extraordinária, pela alegria de viver, sempre disposto a nos ajudar.

Ao pessoal do Museu Botânico de Curitiba, Osmar Ribas e Juarez pela ajuda com a identificação dos materiais de herbário.

À CAPES, CNPq, ao Programa de Mestrado em Ciências Biológicas da UEL, à empresa Klabin, pelo apoio financeiro, indispensável para a realização deste trabalho.

À toda equipe do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas, em especial aos meus parceiros de campo Ângela C. R. Batista, Mariana C. Mota e Paulo Souza Medri, por tornarem tudo muito mais alegre e divertido.

Aos colegas de mestrado Cibele, Andréa, Vinícius, Luis, Adrielly, Valéria, Taciana, Paulo e Lívia por compartilharem as experiências e os aprendizados nesses dois anos.

Aos meus amigos amados, próximos e distantes, que compartilharam comigo todos os momentos de alegria, descontração, risadas, festas e também de tristeza e estresse nesses dois anos de mestrado, Ana Luiza, Lorena, Taís, Giuliana, Mônica, Mariângela, Rafaela, Nayara, Janayna, Heidy, Carla, Gisele, Karina, Dajara, Érika, Márcia, Paulo, Ângela.

FERRACIN, T. P. **Regeneração de espécies nativas em áreas com *Pinus taeda* L. na região centro-leste do Paraná.** 2010. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.

RESUMO

A conversão de florestas naturais em florestas plantadas contribui fortemente para a perda da vegetação natural em algumas regiões. No entanto, plantios comerciais têm um maior valor de conservação em comparação ao uso do solo com agricultura intensiva. Os plantios com espécies exóticas podem abrigar em seus sub-bosques significativa diversidade de espécies florestais nativas. A colheita florestal pode alterar diversas características de uma área e afetar a regeneração natural local, mas espera-se que, com o tempo, as comunidades impactadas se reconstruam. Este estudo teve como objetivo comparar plantios de *Pinus taeda* com diferentes densidades de *Pinus* no subosque (P1 e P2) com áreas anteriormente ocupadas com plantios de *Pinus*, mas que sofreram colheita florestal (R), adotando a floresta nativa (FN) como ecossistema de referência. Em cada tratamento (P1, P2, R e FN) foram amostradas 30 parcelas de 10 x 10 m. Em cada parcela, foram analisados os indivíduos lenhosos com DAP $\geq 2,5$ cm. Em cada parcela foi estabelecida uma sub-parcela (um quarto da parcela) onde foram amostrados indivíduos lenhosos com altura $\geq 1,0$ m e DAP $\leq 2,5$ cm. Os parâmetros abióticos avaliados foram abertura do dossel, massa de serapilheira, grau de compactação do solo e caracterização físico-química do solo. A área FN apresentou maior riqueza de espécies em relação as demais áreas, enquanto R apresentou 46% e P2, 50% do total de espécies arbustivas e arbóreas locais. O índice de diversidade foi 0,40; 1,88; 3,37 e 4,01 para P1, P2, R e FN, respectivamente, destacando assim a influência negativa da abundância de pinus nesses valores. A área R apresentou poucos regenerantes de pinus, similar ao encontrado em FN. A maior similaridade de espécies ocorreu entre P2 e R, sugerindo que mesmo que a área em regeneração tenha sofrido colheita florestal há pouco tempo, ela apresenta uma composição de espécies comparável à de um plantio antigo. A massa de serapilheira mostrou correlação negativa com a riqueza e a abundância de nativas em P2. A quantidade de carbono orgânico foi maior na FN (39,04 g.dm⁻³) em relação as demais áreas, R (31,71 mg.dm⁻³), P2 (27,41 mg.dm⁻³) e P1 (22,10 mg.dm⁻³). O pH diferiu entre os tratamentos, máximo em FN (4,92) e mínimo em P1 (3,62). Em geral, a fertilidade do solo foi maior em FN e menor em P1. Apesar das diferenças encontradas entre os tratamentos R e P2 e a área referência (FN), essas áreas são importantes repositórios da biodiversidade local.

Palavras-chave: Plantios comerciais. Sub-bosque. Colheita florestal. Biodiversidade.

FERRACIN, T. P. **Regeneration of native species in sites with *Pinus taeda* L. in central-eastern Paraná.** 2010. 72 f. Dissertation (Master's Degree in Biological Sciences) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.

ABSTRACT

The conversion of natural forests to planted forests is a strong contributor to the losses of natural vegetation in some regions. However, commercial plantations may have higher conservation value than intensive agriculture, as long as plantations with exotic species may harbor in their understory significant diversity of native species. While forest harvesting can alter site characteristics and affect plant regeneration, it is expected that, with time, the impacted communities rebuild from seed rain and from soil propagules bank. This study aimed to compare *Pinus taeda* plantations in two contrasting understory pine densities (hereafter P1 and P2) with areas previously covered with pine plantations, but that suffered forest harvesting (R), adopting the native forest (NF) as a reference ecosystem. In each treatment (P1, P2, R and FN) all woody plants with DBH ≥ 2.5 cm were recorded in 30 10 x 10m plots. In each plot, one 5 x 5m subplot were sampled for woody plants between ≥ 1.0 m tall and DBH ≤ 2.5 cm Canopy openness, litter mass, soil compaction and physical-chemical soil properties were recorded for each plot. The FN had higher species richness compared with other areas, while R and P2 showed 46% and 50% respectively of the total shrub and tree species. Shannon diversity index was 0.40, 1.88, 3.37 and 4.01 for P1, P2, R and FN, respectively, thereby highlighting the negative influence of the *Pinus* abundance in these values. The R sites had few *Pinus* saplings, similar to FN. The greatest similarity of species occurred between P2 and R, suggesting that the recent harvesting did not affect forest regeneration. The litter mass showed a negative relationship with species richness and abundance of native species in P2. The amount of organic carbon was higher in NF (39.04 g.dm⁻³) compared with other areas, R (31.71 mg.dm⁻³), P2 (27.41 mg.dm⁻³) and P1 (22.10 mg.dm⁻³). The pH differed between treatments, maximum FN (4.92) and lower in P1 (3.62). In general, soil fertility was higher in NF and lowest in P1. Despite the differences found between treatments R and P2 and reference area (FN), these areas are important local biodiversity repositories.

Keywords: Commercial plantations. Understory. Forest harvesting. Biodiversity.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Informações sobre as áreas de estudo, localizadas no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. Fonte: acervo Klabin..... 34
- Tabela 2** – Número de espécies em comum baseado nos índices de similaridade de Jaccard e Sorensen (qualitativos) e Bray-Curtis (quantitativo) entre as áreas analisadas no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, região centro-leste do estado do Paraná, Brasil. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa 42
- Tabela 3** – Coeficiente de correlação de Pearson entre riqueza de espécies (S), abundância total (N total), abundância de nativas (N nativas), abundância de exóticas (N exóticas) e variáveis ambientais: abertura do dossel (AD), massa de serapilheira (SER) e compactação do solo (COM) no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, região centro-leste do estado do Paraná, Brasil. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa 42
- Tabela 4** – Parâmetros químicos (n = 30) e granulométricos (n = 3) do solo nas diferentes áreas de estudo no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, região centro-leste do estado do Paraná, Brasil. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa. As letras a, b, c e d apontam diferenças significativas dos parâmetros entre os tratamentos ($p \leq 0,05$)..... 43

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Parque ecológico, Fazenda Monte Alegre, localizado na região centro-leste do estado do Paraná, na bacia do Rio Tibagi, Brasil..... 33
- Figura 2** – Riqueza de espécies, número de gêneros e de famílias nas áreas de estudo no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa..... 38
- Figura 3** – Densidade (indivíduos/hectare) de espécies nativas e de espécies exóticas (*Pinus taeda*) nas áreas de estudo no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa 39
- Figura 4** – Índice de diversidade de Shannon (A) e Riqueza de espécies (B) nas áreas de estudo no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa. Teste t..... 39
- Figura 5** – Porcentagem de espécies por hábito (A), por síndromes de dispersão (B) e por categorias sucessionais (C) amostradas nas diferentes áreas no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa. As análises das proporções entre os tratamentos (áreas) foram realizadas a $p \leq 0,05$. Qui-quadrado..... 40
- Figura 6** – Curva de acúmulo de espécies baseada na riqueza observada (S obs) e nos estimadores de riqueza: ACE, Jacknife 1 e Jacknife 2, das diferentes áreas estudadas no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. A - P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; B - P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais

diverso; C - R: áreas em regeneração; D - FN: floresta nativa. Barras verticais indicam o \pm desvio-padrão 41

Figura 7 – Representação das parcelas classificadas em P1, P2, R e FN e das variáveis analisadas (**NTOT**: abundância total; **NEXO**: abundância de exóticas; **COMP**: compactação do solo; **SERA**: massa de serapilheira; **AD**: abertura do dossel; **pH**; ***S**: soma de bases; **C**: carbono orgânico; **NNAT**: abundância de nativas; **STOT**: riqueza total; ***T**: capacidade de troca de cátions) no primeiro plano fatorial, das diferentes áreas estudadas no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa 45

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	12
CONTAMINAÇÃO BIOLÓGICA	17
COLHEITA FLORESTAL	18
SUCESSÃO FLORESTAL	20
REFERÊNCIAS	22
ARTIGO – REGENERAÇÃO DE ESPÉCIES NATIVAS EM ÁREAS COM <i>PINUS TAEDA</i> L. NA REGIÃO CENTRO-LESTE DO PARANÁ	27
RESUMO	28
1 INTRODUÇÃO	29
2 MATERIAL E MÉTODOS	32
2.1 ÁREA DE ESTUDO	32
2.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO	33
2.3 ANÁLISE DE DADOS	36
3 RESULTADOS	38
4 DISCUSSÃO	46
CONCLUSÃO	54
REFERÊNCIAS	55
ANEXOS	61

INTRODUÇÃO GERAL

Preservar a diversidade biológica é o maior dilema entre a conservação e o manejo da terra e os decisórios políticos. Muitos países precisam balancear as necessidades da comunidade por comida, refúgio, fibras, espaço para viver e emprego, contra a necessidade de conservação da biodiversidade (Keenan et al. 1997).

A perda e a fragmentação das florestas naturais permanecem como uma das principais causas de perda de biodiversidade (Murcia 1995). A conversão de florestas naturais em florestas plantadas, para uso comercial, está evidentemente contribuindo para a perda continuada da vegetação natural pois, em escala global, a área de florestas naturais está diminuindo, ao passo que as áreas com florestas plantadas estão aumentando (FAO 2006). Além disso, dados nacionais demonstraram que a área de lavouras no país aumentou 83,5% em relação ao Censo de 1996, confirmando um modelo de desenvolvimento do país com expansão das fronteiras agrícolas, ou seja, a maior parte da perda das florestas naturais ainda é resultado da conversão das mesmas em áreas com agricultura (IBGE 2007).

A espécie humana tem se servido dos produtos oriundos da floresta desde os primórdios de sua existência. Entre os utilizados pelo homem estão os frutos, sementes, entre outros, e madeira, que serviu para a construção de seus abrigos primitivos, e mais tarde suas casas. Também foram de madeira as primeiras armas, carros, depois barcos e aviões (Ponce & França 2003).

Dados recentes indicaram que o Brasil conta com 6.583.074 ha de florestas plantadas, entre áreas com pinus, eucalipto e outras espécies. Em 2008, as áreas reflorestadas com pinus, eucalipto e outras espécies, corresponderam a 28,4%, 64,7% e 6,9%, do total, respectivamente (ABRAF 2009).

Apesar de os plantios comerciais não apresentarem potencial destrutivo tão evidente, a reposição de florestas naturais por eles e as práticas agressivas de manejo normalmente envolvidas na silvicultura, podem tornar esta atividade tão danosa quanto a agropecuária ou ocupações urbanas (Noss & Cooperrider 1994). Entretanto, Brockerhoff et al. (2008) argumentaram que, independente da intensidade de manejo e do valor de conservação, provavelmente todos os tipos de florestas plantadas têm um alto valor de conservação em relação ao uso do solo com agricultura intensiva.

Cummings & Reid (2008) destacaram que o valor de conservação dos plantios, em grande parte, é devido ao fato dessas plantações serem intermediárias entre

pastagens e sistemas florestais, ou seja, a cobertura florestal nos plantios significa que eles podem dificultar menos e serem menos custosos à restauração, do que sistemas dominados por herbáceas, desde que o microclima do sub-bosque possa facilitar a regeneração.

Carnus et al. (2006) confirmaram essa idéia, destacando que as florestas plantadas podem ter impacto positivo sobre a biodiversidade se elas substituírem a agricultura, a criação de animais ou as áreas degradadas, dependendo de sua estrutura e das práticas de manejo envolvidas.

Atualmente, na iminência da extinção de espécies vegetais e da fauna silvestre, ou ainda, na constatação dos enormes impactos antrópicos sobre a integridade dos recursos edáficos e hídricos, ocorre a necessidade de proteção e reconstituição dos ecossistemas florestais. É importante então, estudar o emprego de práticas silviculturais em algumas situações, pois as florestas plantadas podem facilitar o processo de regeneração natural em áreas previamente ocupadas por culturas agrícolas e florestais (Sartori et al. 2002).

Tradicionalmente, o manejo das plantações é voltado para a produção de madeira, apesar de muitos programas de plantios reconhecerem os benefícios potenciais na redução da erosão do solo, no fornecimento de habitat para animais silvestres e na manutenção de valores de captação de água (Keenan et al. 1997).

Existem na literatura, estudos mostrando que os plantios comerciais podem fornecer habitat para muitas plantas de florestas nativas, animais e fungos (Oberhauser 1997; Parrota et al. 1997; Carnus et al. 2006). Até mesmo espécies incomuns e ameaçadas foram constantemente encontradas nas plantações (Brockerhoff et al. 2008).

Estudos em diferentes povoamentos monoespecíficos, como por exemplo, de *Acacia mearnsii* De Wild. (Mochiutti et al. 2008), *Pinus* sp. (Lombardi & Motta Junior 1992; Oberhauser 1997; Andrae et al. 2005), *Mimosa scabrella* Bentham (Nappo et al. 2000), *Eucalyptus* sp. (Sartori et al. 2002; Neri et al. 2005), *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze (Barbosa et al. 2009) e com diferentes espécies (Keenan et al. 1997; Powers et al. 1997), em diferentes ecossistemas, apresentaram como resultado, uma elevada regeneração natural, com considerável diversidade de espécies florestais nativas.

Silva et al. (1995), analisando uma monocultura de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden, concluíram que as árvores plantadas funcionaram como espécies pioneiras em situações naturais, facilitando a colonização por espécies nativas. Há evidências de que esses plantios podem acelerar a sucessão florestal em áreas previamente desmatadas e áreas com agricultura abandonada, onde existem barreiras ecológicas persistentes que dificultam a sucessão florestal (Powers et al. 1997; Parrota 2000; Brockerhoff et al. 2008). Isso foi

salientado no estudo de Andrae et al. (2005), destacando que espécies de *Pinus* sp. são pouco exigentes e possivelmente serviriam para iniciar os processos de diversificação florística em sítios degradados, acelerando o que ia ocorrer demoradamente em capoeiras durante os estágios iniciais da sucessão.

As barreiras químicas, físicas e biológicas evitam ou limitam severamente a taxa de sucessão florestal natural. Dentre essas barreiras, destacam-se: fogo recorrente, compactação do solo, alagamento, salinização, erosão, limitação de nutrientes no solo, ausência de fungos obrigatórios ou bactérias simbiotes, seca sazonal, baixa disponibilidade de sementes, falta de microhabitats adequados para germinação e estabelecimento de plântulas, predação de sementes e plântulas, e severa competição com gramíneas ou samambaias (Parrota 2000).

Apesar da facilitação promovida pelos plantios, Saporetti Jr. et al. (2003) mencionaram que a diversidade das espécies nativas, encontradas na regeneração de povoamentos florestais, normalmente é menor que a encontrada na vegetação nativa próxima. Já estudos de Keenan et al. (1997) apontaram que florestas com longa rotatividade, especialmente aquelas manejadas com objetivo de conservação, podem diferir pouco em termos de valor de habitat de florestas naturais manejadas.

O papel facilitador das plantações se relaciona especialmente à influência das árvores plantadas nas condições microclimáticas do sub-bosque, na complexidade estrutural da vegetação e no desenvolvimento de camadas de serapilheira e húmus, durante os anos iniciais de crescimento da plantação (Parrota 2000; Brockerhoff et al. 2008). Essas mudanças condicionam um aumento na chegada de sementes, provenientes da vizinhança florestal nativa, principalmente pela atração de dispersores de sementes para os plantios. Favorecem também a supressão de gramíneas ou outras espécies dependentes de luz, que normalmente impedem a germinação de sementes ou sobrevivência das plântulas. Influenciam na luz, temperatura e condições de umidade para crescimento das plântulas (Parrota 2000; Brockerhoff et al. 2008).

Na ausência de manejo silvicultural intensivo, objetivando eliminar todo o sub-bosque lenhoso regenerante, até mesmo os plantios monoespecíficos podem ser substituídos por uma mistura florestal, formada pelas próprias espécies plantadas e por outras espécies arbóreas iniciais e tardias na sucessão, e também por outros elementos florísticos provenientes das áreas florestais do entorno (Parrota 2000; Brockerhoff et al. 2008). Eventualmente, se as espécies plantadas forem de vida curta e dependentes de luz, como a maioria das espécies comerciais, elas poderão desaparecer completamente do sistema após a

colheita ou mortalidade natural, deixando uma floresta secundária floristicamente rica (Parrota 2000). O avanço da sucessão e o aumento da densidade de espécies nativas, em detrimento das espécies plantadas, favorecem não só aumento da diversidade de espécies vegetais, mas também maior variedade de nichos. O aumento da complexidade da estrutura da vegetação possibilita novas estratégias de exploração do ambiente, elevando também a diversidade de fauna (Neri et al. 2005).

Aubert & Oliveira Filho (1994) destacaram que o estabelecimento das espécies florestais nativas ocorre a partir de diásporos advindos de vegetação vizinha dos plantios, do banco de sementes ou da brotação de órgãos subterrâneos gemíferos, principalmente em solos de Cerrado. A regeneração de espécies arbóreas nativas, nas plantações florestais, está condicionada à oferta de propágulos e à capacidade desses em se estabelecerem e se desenvolverem nas condições ambientais do sítio. A oferta de propágulos depende da distância e da qualidade da fonte, e dos agentes dispersores (Mochiutti et al. 2008). Confirmando esta afirmação, Oberhauser (1997) observou uma correlação negativa entre densidade de plântulas e distância da possível fonte de sementes mais próxima.

A dispersão de sementes é um dos processos potencialmente acelerados por plantios de árvores em locais degradados e é fundamental para a restauração da biodiversidade (Wunderle Jr. 1997). Parrota (2000) salientou duas possibilidades de aumento da regeneração: através da proteção efetiva aos animais e do desenvolvimento de habitat para os mesmos, como por exemplo, plantando espécies para atraí-los. Barbosa et al. (2009) verificaram o predomínio de zoocoria nos reflorestamentos de araucária nas diferentes idades avaliadas. Lombardi & Motta Junior (1992), estudando reflorestamentos de *Pinus elliottii* Engelm. constataram a importância da dispersão por animais na colonização de ambientes alterados.

A estrutura da vegetação e a riqueza de espécies nas florestas plantadas, são afetadas pelo manejo, histórico de uso de solo, idade, tamanho do plantio, condições microclimáticas e edáficas do local (Lugo 1992; Sartori et al. 2002). Nappo et al. (2000) encontraram influências significativas das variáveis edáficas, químicas e granulométricas, sobre a densidade e diversidade da regeneração natural em plantio de *Mimosa scabrella* Benth. implantado para reabilitação de uma área minerada.

Em relação a idade, Barbosa et al. (2009), estudando reflorestamentos de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze, encontraram uma maior riqueza e diversidade de espécies nos reflorestamentos mais velhos. O mesmo padrão foi detectado por Keenan et al. (1997), que verificaram uma maior densidade de plântulas recrutadas em plantios mais

velhos. Parrota et al. (1997) relataram que com a idade, há um incremento da complexidade estrutural da floresta, contribuindo para a heterogeneidade do habitat na atração de dispersores e também na heterogeneidade microclimática para a germinação de sementes. Brockerhoff et al. (2008) salientaram que há também um melhor desenvolvimento das camadas orgânicas do solo, da associação com fungos, aumento de madeira morta no solo da floresta, alteração da luminosidade e da facilitação interespecífica. Idades mais avançadas também facilitam maior acúmulo de biomassa e uma maior similaridade entre o dossel e o sub-bosque (Lugo 1992).

Outros fatores também podem exercer influência marcante na estrutura da vegetação e na riqueza de espécies nas florestas plantadas, tais como o modo de dispersão de cada espécie regenerante, os efeitos de borda e de clareiras, vizinhança de pastagens, sentido predominante dos ventos e possíveis efeitos alelopáticos (Aubert & Oliveira Filho 1994). Até mesmo processos de desbastes e podas periódicas em estágios jovens, abrem o dossel temporariamente e proporcionam oportunidade adicional para o crescimento do sub-bosque, estimulando a regeneração e desenvolvimento de arbustos e outros, aumentando a sobrevivência de árvores intermediárias e suprimidas, o que conduz a atributos estruturais mais similares à florestas mais antigas (Lugo 1992; Hartley 2002).

A própria arquitetura das espécies plantadas pode determinar a colonização por outras espécies (Powers et al. 1997). Esta arquitetura influencia na diversidade do sub-bosque. As diferenças no recrutamento das espécies nativas, em plantios com diferentes espécies plantadas, podem ser consequência das condições diversas de microhabitats sob as copas. A própria espessura da camada de serapilheira também pode influenciar na germinação das sementes (Keenan et al. 1997).

Finalmente, vale ressaltar que a importância ecológica do sub-bosque é variada e transcende a questão florística (Lugo 1992). Os plantios podem beneficiar a biodiversidade, em grande escala, se houver uma redução na colheita de florestas naturais (Hartley 2002). Isso foi demonstrado por dados do IBGE (2007), pois a produção de madeira proveniente de atividade extrativista apresentou redução de 8,9% em 2007 frente a 2006, enquanto que no segmento das florestas plantadas ou cultivadas, a produção aumentou 4,3%.

A resistência dos produtores rurais ao plantio de espécies nativas, para fins conservacionistas, aumenta a importância dos estudos de regeneração natural, como forma de viabilizar a recuperação da cobertura florestal (Rezende et al. 1994). Plantios comerciais são considerados uma opção viável para acelerar o processo de recuperação e restauração da produtividade, biodiversidade e outros serviços ambientais dessas áreas (Parrota et al. 1997). Cummings & Reid (2008) destacaram que essas áreas estão sendo valorizadas não só pela

questão da conservação da biodiversidade, mas também como corredores ecológicos e áreas de amortecimento. Aumentam cada vez mais as evidências que sustentam a afirmação de que as florestas plantadas podem ter um papel importante em harmonizar os objetivos de restauração e reabilitação de ecossistemas florestais a longo prazo, com os objetivos de desenvolvimento socioeconômico a curto prazo (Lamb 1998).

Com base na importância dessas plantações e na escala territorial ocupada por elas, Keenan et al. (1997) propôs algumas alternativas de manejo: 1. lidar com o sub-bosque como uma comunidade transitória que será destruída com o tempo; 2. mudar o objetivo de uso do solo, de produção para proteção da biodiversidade, abandonar o plantio e manejar a nova comunidade de plantas para aumentar valores de biodiversidade; 3. realizar os desbastes em intensidade suficiente para gerar reembolso, depois, a floresta pode ser manejada com objetivos de conservação; 4. mudar o manejo dos plantios para um sistema policíclico, sistema com vários plantios que possibilita manter maior grau de diversidade local. Isso é possível pela colheita em bases selecionadas usando ambos: árvores plantadas e novas espécies de árvores regenerantes sob o plantio, que se encontram no dossel. Os mesmos autores destacam ainda que a escolha entre estas alternativas depende da situação socioeconômica no momento, bem como, das circunstâncias ecológicas.

CONTAMINAÇÃO BIOLÓGICA

Após constatar a importância dos plantios comerciais na conservação da biodiversidade e em outros serviços ambientais, é interessante salientar que muitas das espécies utilizadas nesses reflorestamentos podem ser consideradas invasoras. O gênero *Pinus*, composto basicamente por espécies heliófitas, tem sido registrado como potencial invasor de áreas abertas, sejam elas degradadas ou naturalmente ocupadas por vegetação herbáceo-arbustiva (Ziller & Galvão 2002).

De acordo com Ziller (2000), contaminação ou invasão biológica é o processo de introdução e adaptação de espécies que não fazem parte, naturalmente, de um dado ecossistema, mas que se naturalizam e passam a provocar mudanças em seu funcionamento.

Os contaminantes biológicos tendem a se multiplicar e a se disseminar gradativamente, dificultando a auto-regeneração dos ecossistemas, de maneira que a

utilização dessas espécies tem colocado em risco a integridade dos ecossistemas brasileiros, comprometendo sua função ecológica e provocando a extinção de espécies (Espíndola et al. 2005).

As espécies exóticas invasoras podem se tornar dominantes, alterando a fisionomia e a função dos ecossistemas naturais, levando as populações nativas à perda de espaço e ao declínio genético (Bechara 2003). Outros impactos provocados, destacados por Zanchetta & Diniz (2006) são: alterações em processos ecológicos essenciais, como ciclagem de nutrientes, produtividade vegetal, cadeias tróficas, estrutura das comunidades (frequência, dominância e densidade das populações constituintes), distribuição e funções de espécies, distribuição de biomassa, densidade de espécies, porte da vegetação, índice de área foliar, taxa de decomposição, processos evolutivos e relação entre polinizadores e plantas.

Outro problema relacionado aos plantios com espécies invasoras, é que a regeneração não permanece restrita a área dos talhões, e geralmente, há regeneração também nas áreas adjacentes às empresas, constituindo processos de invasão, muitas vezes, até mesmo em áreas protegidas (Bechara 2003; Zanchetta & Diniz 2006).

Devido aos impactos ambientais oriundos do plantio de espécies invasoras do gênero *Pinus*, torna-se prioritário estudar a dinâmica ecológica do mesmo, assim como o comportamento ecológico da vegetação natural frente ao caráter agressivo deste gênero. É essencial fundamentar ações de controle desta invasora, como: restauração ecológica de ambientes contaminados, conscientização ambiental e políticas públicas para eliminar o processo de contaminação biológica (Bechara 2003). A preocupação com a contaminação biológica em ecossistemas naturais, apesar de recente, é imprescindível para uma ação concreta de conservação da biodiversidade (Espíndola et al. 2005).

COLHEITA FLORESTAL

Outro aspecto muito importante sobre as florestas plantadas, é o fato de que elas sofrerão, em algum momento, o processo de colheita florestal. Segundo Brockerhoff et al. (2008), o manejo intensivo de sistemas silviculturais e agroflorestais tem limitado o potencial destas áreas na conservação da biodiversidade. Lugo (1992) destacou que a intensidade de manejo na maioria das plantações tropicais é alta na preparação da área, durante o plantio, na fase de estabelecimento das árvores e na colheita.

A regeneração da vegetação do sub-bosque após a colheita é crítica, por ser importante na preservação da biodiversidade, por funcionar como habitat para animais selvagens e também pelo efeito potencial do sub-bosque na regeneração de árvores (Kembel et al. 2008).

A colheita de plantios exóticos pode ser comparada a de florestas tropicais, pois o impacto favorece um novo balanço da regeneração. A maioria da vegetação existente antes da colheita é frequentemente destruída, afetando árvores jovens, poleiros e árvores com pequena classe de tamanho, muito mais do que árvores grandes (Kasenene 1987 apud Kasenene 2007). Segundo o mesmo autor, as plantações exóticas apresentam um crescimento muito rápido, ou seja, elas são colhidas frequentemente, enquanto espécies nativas de crescimento lento estão ainda muito jovens.

A colheita florestal molda simultaneamente a disponibilidade de diferentes tipos de recursos (por exemplo: luz, água e nutrientes do solo) e seus efeitos sobre a biodiversidade são imprevisíveis (Decocq et al. 2004). Já Kreyling et al. (2008) enfatizaram que a introdução de distúrbios antropogênicos nessas áreas pode ter efeito negativo para a biodiversidade.

A colheita da biomassa florestal, constituída por árvores jovens e efetuada em breves intervalos de tempo, provoca a exportação de uma considerável quantidade de nutrientes, principalmente se for utilizada a biomassa total incluindo, além do lenho, as folhas, os ramos e a casca (Poggiani 1995). Além disso, o tráfego de máquinas pesadas pode causar a compactação do solo, diminuindo a porosidade, dificultando a infiltração da água, a disponibilidade de oxigênio para as raízes, interferindo na biota do solo (Poggiani 1996) e reduzindo o crescimento e a penetração de raízes (Fenner 2002). O sub-bosque, importante também como refúgio da fauna silvestre, se torna completamente afetado (Poggiani 1996). Fenner (2002) destacou ainda que várias espécies podem reagir de forma diferente ante determinada situação de compactação do solo, e enfatizou que quando os efeitos da compactação são muito severos nas camadas superficiais do solo, é comum ocorrer redução na disponibilidade de nutrientes, prejudicando conseqüentemente, o crescimento das plantas.

Gondard & Deconchat (2003) acreditam que aumentou a demanda da sociedade por gerenciamento florestal, reduzindo a influência negativa das práticas de exploração na biodiversidade, especialmente durante operações de colheita, que são as mais óbvias perturbações humanas nas florestas.

Nesse contexto, é interessante saber se o sub-bosque remanescente, após a colheita do pinus, poderia servir como ponto de partida e iniciar uma sucessão florestal, com a

finalidade de atingir características similares a de uma floresta nativa. Segundo Andrae et al. (2005), essa questão exige uma discussão ampla de pressupostos em termos de tratamentos pré-corte e de técnicas de corte. A própria variabilidade da composição do sub-bosque dos povoamentos dificulta a projeção da direção da sucessão iniciada nos plantios comerciais.

É comum em empresas florestais, que plantam florestas de rápido crescimento voltadas ao abastecimento industrial, a existência de áreas de plantios comerciais que devem ser revertidos em áreas de vegetação natural, tanto para adequação à legislação vigente (incorporação a APPs ou reservas legais) quanto para aumento da área de fragmentos ou de conectividade da paisagem (Martins 2009). Segundo o mesmo autor, a situação mais comum que tem ocorrido nesses casos, é que as empresas simplesmente deixam de cultivar certos talhões, cujas áreas são abandonadas à sucessão natural e passam a ser incorporadas às suas áreas de reserva. Entretanto, dependendo das condições locais e do contexto da paisagem, nem sempre os processos naturais de regeneração natural são suficientes para garantir que a vegetação nativa se desenvolva e se auto-sustente nessas áreas, levando à necessidade de intervenções de restauração.

SUCESSÃO FLORESTAL

Guariguata & Dupuy (1997) destacaram que a velocidade de regeneração da floresta tropical depende da intensidade da perturbação sofrida. Segundo Miranda (2009), comunidades em equilíbrio podem se desestabilizar devido a perturbações no ambiente, mas após este período, as comunidades tendem a se reconstruírem, ainda que lentamente, em uma seqüência de mudanças nas quais as espécies competem por espaço e recursos.

A sucessão florestal secundária é influenciada por fatores aleatórios, como: tempestades, incêndios, pela biologia das espécies e sua interação com outras espécies (entre plantas ou entre plantas e animais) e pela interação entre componentes bióticos e abióticos (especialmente entre vegetação e clima). Todos esses fatores finalmente determinam uma composição florística particular em determinada idade (estágio), e também influenciam no grau de estrutura e funcionamento da recuperação da vegetação original (Guariguata & Ostertag 2001).

Martins & Engel (2007) destacaram que na sucessão secundária, a regeneração natural da vegetação pode se dar por disseminação de sementes de áreas vizinhas,

que tem como agentes disseminadores, o vento, os pássaros, os morcegos, dentre outros agentes; por meio do banco de plântulas pré-existentes, que começam a se desenvolver com o aumento da luminosidade; por brotamento das touças e raízes e pelo banco de sementes do solo.

Além desses aspectos, a presença e a distância da vegetação remanescente podem influenciar fortemente a taxa de colonização inicial, através do seu efeito na dispersão de sementes. Em áreas extensivamente desmatadas, como por exemplo, pastagens abandonadas, restrições espaciais à dispersão emergem como uma das principais barreiras à sucessão (Guariguata & Ostertag 2001). Características fenológicas das espécies nativas, condições microclimáticas e edáficas também condicionam a dinâmica do processo de regeneração da vegetação (Sartori et al. 2002). Ainda, a remoção drástica do dossel após a colheita em plantações, também afeta o crescimento e a composição de espécies colonizadoras em áreas desmatadas. Na realidade, a intensidade, o tipo de uso do solo e as características locais estão todas ligadas, não sendo possível separá-las como fatores simples (Guariguata & Ostertag 2001).

Martins & Rodrigues (2002) afirmaram que a caracterização florística e estrutural da regeneração natural em florestas tropicais e suas alterações ao longo do processo de sucessão secundária, são importantes para a definição de estratégias de manejo e conservação dos fragmentos remanescentes, uma vez que as plântulas de espécies arbóreas e de arbustos de sub-bosque são diretamente afetadas por alterações no dossel florestal, provocadas por distúrbios naturais ou antrópicos.

O presente estudo buscou comparar a regeneração natural sob plantios comerciais de *Pinus taeda* (tanto plantios atuais quanto áreas submetidas a tentativas de controle de *P. taeda*) e floresta nativa, buscando compreender o potencial dessas áreas na conservação da biodiversidade. As áreas de estudo estão inseridas em um pólo produtor de papel e celulose na região centro-leste do estado do Paraná, numa região de transição entre floresta estacional semidecidual e floresta ombrófila mista.

REFERÊNCIAS

- ABRAF. Associação Brasileira de Produtos de Florestas Plantadas. 2009. Anuário Estatístico da ABRAF: ano base 2008. ABRAF, Brasília.
- Andrae, F. H., R. Palumbo, J. N. C. Marchiori, e M. A. Durlo. 2005. O sub-bosque de reflorestamentos de pinus em sítios degradados na região da Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul. *Ciência Florestal* **15**:43-63.
- Aubert, E., e A. T. Oliveira Filho. 1994. Análise multivariada da estrutura fitossociológica do sub-bosque de plantios experimentais de *Eucalyptus spp.* e *Pinus spp.* em Lavras, MG. *Revista Árvore* **18**:194-214.
- Barbosa, C. E. de A., T. Benato, A. L. Cavalheiro, e J. M. D. Torezan. 2009. Diversity of Regenerating Plants in Reforestations with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze of 12, 22, 35, and 43 Years of Age in Parana State, Brazil. *Restoration Ecology* **17**:60-67.
- Bechara, F. C. 2003. Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no parque florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, SC.
- Brockerhoff E. G., H. Jactel, J. A. Parrota, P. Quine, e J. Sayer. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* **17**:925-951.
- Carnus, J., J. Parrota, E. Brockerhoff, M. Arbez, H. Jactel, A. Kremer, D. Lamb, K. O'Hara, e B. Walters. 2006. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry* **104**:65-77.
- Cummings J., e N. Reid. 2008. Stand-level management of plantations to improve biodiversity values. *Biodiversity and Conservation* **17**:1187-1211.
- Decocq G., M. Aubert, F. Dupont, D. Alard, R. Saguez, e A. Wattez-Franger. 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology* **41**:1065-1079.
- Espíndola, M. B., F. C. Bechara, M. S. Bazzo, e A. Reis. 2005. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. *Biotemas* **18**:27-38.

- FAO. Food and Agriculture Organization. 2006. Global Forest Resources Assessment 2005 - Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry Paper 147, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Fenner, P. T. 2002. Compactação do solo. Páginas 375-396 em C. C. Machado, editor. Colheita florestal. Editora UFV, Viçosa, MG.
- Gondard, H., e M. Deconchat. 2003. Effects of soil surface disturbances after logging on plant functional types. *Annals of Forest Science* **60**:725-732.
- Guariguata, M. R., e J. M. Dupuy. 1997. Forest regeneration in abandoned logging roads in lowland Costa Rica. *Biotropica* **29**:15-28.
- Guariguata, M. R., e R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* **148**:185-206.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2007. Censo Agropecuário 2006. URL: http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_imprensa.php?id_noticia=1064 [Acessado em outubro de 2009].
- Hartley, M. J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management* **155**:81-95.
- Kasenene, J. M. 2007. Impact of exotic plantations and harvesting methods on the regeneration of indigenous tree species in Kibale forest, Uganda. *African Journal of Ecology*, *African Journal of Ecology* **45**:41-47.
- Keenan, R., D. Lamb, O. Woldring, T. Irvine, e R. Jensen. 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in northern Australia. *Forest Ecology and Management* **99**:117-131.
- Kembel, S. W., I. Waters, e J. M. Shay. 2008. Short-term effects of cut-to-length versus full-tree harvesting on understorey plant communities and understorey-regeneration associations in Manitoba boreal forests. *Forest Ecology and Management* **255**:1848-1858.
- Kreyling, J., A. Schmiedinger, E. Macdonald, e C. Beierkuhnlein. 2008. Slow understorey redevelopment after clearcutting in high mountain forests. *Biodiversity and Conservation* **17**:2339-2355.

- Lamb, D. 1998. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. *Restoration Ecology* **6**:271-279.
- Lombardi, J. A., e J. C. Motta Júnior. 1992. Levantamento do subbosque de um reflorestamento monoespecífico de *Pinus elliottii* em relação às síndromes de dispersão. *Turrialba* **42**:438-442.
- Lugo, A. E. 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. *Ecological Monographs* **62**:1-41.
- Martins, A. M. 2009. O processo de regeneração natural e a restauração de ecossistemas em antigas áreas de proteção florestal. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", SP.
- Martins, A. M., e V. L. Engel. 2007. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. *Ecological Engineering Amsterdam* **31**:165-174.
- Martins, S. V., e R. R. Rodrigues. 2002. Gap-Fase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south eastern Brazil. *Plant and Ecology* **163**:51-62.
- Miranda, J. C. 2009. Sucessão Ecológica: Conceitos, Modelos e Perspectivas. *Saúde e Biologia* **4**:31-37.
- Mochiutti, S., A. R. Higa, e A. A. Simon. 2008. Fitossociologia dos estratos arbóreo e de regeneração natural em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) na região da Floresta Estacional Semidecidual do Rio Grande do Sul. *Ciência Florestal* **18**:207-222.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **10**:58-62.
- Nappo, M. E., A. T. Oliveira Filho, e S. V. Martins. 2000. A estrutura do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Bentham, em área minerada, em Poços de Caldas, MG. *Ciência Florestal* **10**:17-29.
- Neri, A. V., E. P. Campos, T. G. Duarte, J. A. A. Meira Neto, A. F. Silva, e G. E. 2005. Valente Regeneração de espécies nativas lenhosas sob plantio de *Eucalyptus* em área de

- cerrado na Floresta Nacional de Paraopeba, MG, Brasil. *Acta Botânica Brasílica* **19**:369-376.
- Noss, R. F., e A. Y. Cooperrider. 1994. *Saving nature's legacy - Protecting and Restoring Biodiversity*. Island Press, Washington, D.C.
- Oberhauser, U. 1997. Secondary forest regeneration beneath pine (*Pinus kesiya*) plantations in the northern Thai highlands: a chronosequence study. *Forest Ecology and Management* **99**:171-183.
- Parrotta, J. A., J. W. Turnbull, e N. Jones. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* **99**:1-7.
- Parrotta, J. A. 2000. Catalysing natural forest restoration on degraded tropical landscapes. Páginas: 45-56 em S. Elliot, J. Kerby, e D. Blakesley, editores. *Forest restoration for wildlife conservation*. International Tropical Timber Organization, Yokohama (Japan).
- Ponce, R. H., e F. S. França. 2003. Plantações florestais, produtos e benefícios. *Florestar estatístico* **6**: 2-11.
- Poggiani, F. 1995. Aspectos ambientais da exploração de florestas naturais e de plantações de eucaliptos. *Silvicultura* **16**:10-15.
- Poggiani, F. 1996. Monitoramento ambiental de plantações florestais e áreas naturais adjacentes. *Série Técnica IPEF* **10**:22-35.
- Powers, J. S., J. P. Haggard, e R. F. Fisher. 1997. The effect of overstory composition on understory woody regeneration and species richness in 7-year-old plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* **99**:43-54.
- Rezende, M. L., A. B. Vale, M. G. F. Reis, A. F. Silva, e J. C. L. Neves. 1994. Regeneração natural de espécies florestais nativas em sub-bosque de *Eucalyptus grandis* e em mata secundária no Município de Viçosa, Zona da Mata, MG, Brasil. I Simpósio Sul-Americano e II Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, Foz do Iguaçu, PR.

- Saporetti Jr., A. W., J. A. A. Meira Neto, e R. P. Almado. 2003. Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill. Ex maiden no município de Bom Despacho, MG. Revista *Árvore* **27**: 905-910.
- Sartori, M. S., F. Poggiani, e V. L. Engel. 2002. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. localizado no estado de São Paulo. *Scientia forestalis* **62**:86-103.
- Silva, M. C. Jr, F. R. Scarano, e F. C. Souza. 1995. Regeneration of an Atlantic forest formation in the understorey of a *Eucalyptus grandis* plantation in south eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **11**:147-152.
- Wunderle Jr, J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* **99**:223-235.
- Zanchetta, D., e F. V. Diniz. 2006. Estudo da contaminação biológica por *Pinus* spp. Em três diferentes áreas na estação ecológica de Itirapina (SP, Brasil). *Revista do Instituto Florestal* **18**:1-14.
- Ziller, S. R. 2000. A Estepe Gramíneo-Lenhosa no Segundo Planalto do Paraná: Diagnóstico Ambiental com Enfoque à Contaminação Biológica. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, PR.
- Ziller, S. R., e F. A. Galvão. 2002. Degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *Pinus taeda*. *Floresta* **32**:42-47.

ARTIGO – REGENERAÇÃO DE ESPÉCIES NATIVAS EM ÁREAS COM *PINUS TAEDA L.* NA REGIÃO CENTRO-LESTE DO PARANÁ.

Talita Parpinelli Ferracin; José Marcelo Domingues Torezan

Artigo a ser submetido à revista Restoration Ecology

REGENERAÇÃO DE ESPÉCIES NATIVAS EM ÁREAS COM *PINUS TAEDA* L. NA REGIÃO CENTRO-LESTE DO PARANÁ.

Talita Parpinelli Ferracin¹; José Marcelo Domingues Torezan²

Resumo

Plantios comerciais com espécies exóticas podem abrigar em seus sub-bosques significativa diversidade de espécies florestais nativas. Porém, a colheita florestal pode alterar diversas características de uma área e afetar a regeneração natural local. Embora, espera-se que com o tempo, as comunidades impactadas se reconstruam. Este estudo teve como objetivo comparar plantios de *Pinus taeda* (P1 e P2) com áreas anteriormente ocupadas com plantios de pinus, mas que sofreram colheita florestal (R), adotando a floresta nativa (FN) como ecossistema de referência. É importante o conhecimento sobre como essas diferentes situações ambientais influenciam na regeneração natural, e quais os distúrbios provocados pela colheita florestal. Os plantios atuais dividiram-se em dois tratamentos distintos pelas características de seus sub-bosques: P1 - plantios de *P. taeda* com predomínio de pinus no sub-bosque; P2 - plantios de *P. taeda* sem predomínio de pinus no sub-bosque. Em cada tratamento (P1, P2, R e FN) foram amostradas 30 parcelas de (10 x 10 m). Em cada parcela, foram analisados os indivíduos lenhosos com DAP $\geq 2,5$ cm. Em cada sub-parcela (um quarto da parcela) foram amostrados indivíduos lenhosos com altura $\geq 1,0$ m e DAP $\leq 2,5$ cm, esses dados foram extrapolados para toda parcela. Os parâmetros abióticos avaliados foram: abertura do dossel, massa de serapilheira, compactação do solo e caracterização físico-química do solo. A área FN apresentou maior riqueza de espécies em relação as demais áreas, enquanto R apresentou 46% e P2, 50% do total de espécies arbustivas e arbóreas locais. O índice de diversidade foi 0,40; 1,88; 3,37 e 4,01 para P1, P2, R e FN, respectivamente, destacando assim a influência negativa da abundância de pinus nesses valores. A área R apresentou poucos regenerantes de pinus, similar ao encontrado em FN. A maior similaridade de espécies ocorreu entre P2 e R, sugerindo que mesmo que a área em regeneração tenha sofrido colheita florestal há pouco tempo, ela apresenta uma composição de espécies comparável à de um plantio antigo. A massa de serapilheira mostrou correlação negativa com a riqueza e a abundância de nativas em P2. A quantidade de carbono orgânico foi maior na FN (39,04 g.dm⁻³) em relação as demais áreas, R (31,71 mg.dm⁻³), P2 (27,41 mg.dm⁻³) e P1 (22,10 mg.dm⁻³). O pH diferiu entre os tratamentos, máximo em FN (4,92) e mínimo em P1 (3,62). Em geral, a fertilidade do solo foi maior em FN e menor em P1. Apesar das diferenças encontradas entre os tratamentos R e P2 e a área referência (FN), mesmo em situação inicial de sucessão, essas áreas são importantes na conservação da biodiversidade local.

Palavras-chave: Plantios comerciais. Sub-bosque. Colheita florestal. Biodiversidade.

¹ Mestranda em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Londrina.

² Docente da Universidade Estadual de Londrina e autor para correspondência: torezan@uel.br.

1 INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação das florestas naturais permanecem como uma das principais causas de perda de biodiversidade (Murcia 1995). A conversão de florestas naturais em florestas plantadas está, evidentemente, contribuindo para a perda continuada da vegetação natural, pois, em escala global, a área de florestas naturais está diminuindo, ao passo que as áreas com florestas plantadas estão aumentando (FAO 2006).

Noss & Cooperrider (1994) destacaram que apesar de os plantios comerciais não apresentarem potencial destrutivo tão evidente, a reposição de florestas naturais por eles e as práticas agressivas de manejo, normalmente envolvidas na silvicultura, podem tornar esta atividade tão danosa quanto à agropecuária ou ocupações urbanas. Entretanto, de acordo com Durigan et al. (2004), a regeneração da vegetação natural sob plantios de espécies exóticas tem sido observada em diferentes ecossistemas. Keenan et al. (1997) propuseram algumas alternativas para o manejo de plantios florestais comerciais, buscando a manutenção do sub-bosque regenerante e a conseqüente conservação da diversidade biológica.

Povoamentos monoespecíficos de *Acacia mearnsii* De Wild. (Mochiutti et al. 2008), *Pinus* sp. (Lombardi & Motta Junior 1992; Oberhauser 1997; Andrae et al. 2005), *Mimosa scabrella* Bentham (Nappo et al. 2000), *Eucalyptus* sp. (Neri et al. 2005), *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze (Barbosa et al. 2009) e com diferentes espécies (Keenan et al. 1997; Powers et al. 1997), em diferentes ecossistemas, apresentaram uma elevada regeneração natural, com significativa diversidade de espécies florestais nativas. Outras pesquisas mostraram que plantações homogêneas florestais podem acelerar o processo de sucessão florestal em áreas degradadas, facilitando o estabelecimento de plantas nativas em seus sub-bosques (Callegario et al. 1993; Geldenhuys 1997).

Com o avanço da sucessão e com o aumento da densidade de espécies nativas, em detrimento das espécies plantadas, os talhões apresentam não só aumento da diversidade de espécies vegetais, mas também maior variedade de habitats. O aumento da complexidade da estrutura da vegetação possibilita novas estratégias de exploração do ambiente, elevando também a diversidade de fauna (Neri et al. 2005). As florestas plantadas podem criar um ambiente favorável à chegada de sementes e ao estabelecimento de plântulas de espécies nativas em seus sub-bosques, ao fornecerem sombra para espécies tolerantes e poleiros para aves e morcegos dispersores de sementes, provenientes de remanescentes florestais vizinhos (Souza et al. 2007a).

É relevante conhecer os fatores e processos que afetam a regeneração natural dos sub-bosques, destacando-se, dentre eles, o modo de dispersão de cada espécie regenerante, os efeitos de borda e de clareiras, as práticas de manejo, as fontes de propágulos da vizinhança, o sentido predominante dos ventos, possíveis efeitos alelopáticos (Aubert & Oliveira Filho 1994) e condições microclimáticas e edáficas (Sartori et al. 2002). A taxa de crescimento e a arquitetura das espécies plantadas também podem determinar a colonização por outras espécies (Powers et al. 1997).

Segundo Aubert & Oliveira Filho (1994), as espécies que compõem o sub-bosque, podem ser provenientes da vegetação vizinha aos plantios, do banco de sementes presente no solo local ou da brotação de órgãos subterrâneos gemíferos.

Os reflorestamentos comerciais, embora possam favorecer o desenvolvimento de espécies nativas em seus sub-bosques, possivelmente, em determinado momento, sofrerão o processo de colheita florestal. A regeneração da vegetação do sub-bosque após a colheita é crítica, por ser importante na preservação da biodiversidade, por funcionar como habitat para animais selvagens e também pelo efeito potencial do sub-bosque na regeneração de árvores (Kembel et al. 2008).

O impacto da colheita favorece um novo balanço da regeneração. A maioria da vegetação existente antes da colheita é frequentemente destruída, afetando árvores jovens, poleiros e árvores com pequena classe de tamanho, muito mais do que árvores grandes (Kasenene 1987 apud Kasenene 2007). Segundo o mesmo autor, as plantações exóticas apresentam um crescimento muito rápido, ou seja, elas são colhidas frequentemente, enquanto espécies nativas de crescimento lento estão ainda muito jovens.

A colheita florestal molda simultaneamente a disponibilidade de diferentes tipos de recursos (e.g. luz, água e nutrientes do solo) e seus efeitos sobre a biodiversidade são imprevisíveis (Decocq et al. 2004).

A colheita da biomassa florestal, constituída por árvores jovens e efetuada em breves intervalos de tempo, provoca a exportação de uma considerável quantidade de nutrientes, principalmente se for utilizada a biomassa total, incluindo, além do lenho, as folhas, os ramos e a casca (Poggiani 1995). Além disso, o tráfego de máquinas pesadas pode causar a compactação do solo, diminuindo sua porosidade, dificultando a infiltração da água, a disponibilidade de oxigênio para as raízes, interferindo na biota do solo (Poggiani 1996), reduzindo o crescimento e a penetração das raízes (Fenner 2002).

O sub-bosque, importante como refúgio da fauna silvestre, também se torna completamente afetado (Poggiani 1996). Fenner (2002) destacou ainda, que várias espécies

podem reagir de forma diferente ante determinada situação de compactação do solo, e enfatizou, que quando os efeitos da compactação são muito severos nas camadas superficiais do solo, é comum ocorrer redução na disponibilidade de nutrientes, prejudicando conseqüentemente, o crescimento das plantas.

Nesse sentido, Guariguata & Dupuy (1997) destacaram que a velocidade de regeneração da floresta tropical depende da intensidade da perturbação sofrida. De acordo com Martins & Engel (2007), na sucessão secundária, a regeneração natural da vegetação pode se dar por disseminação de sementes de áreas vizinhas, tendo como agentes disseminadores: o vento, os pássaros, os morcegos, dentre outros agentes; por banco de plântulas pré-existentes, que começam a se desenvolver com o aumento da luminosidade; por brotamento das touças e raízes; e pelo banco de sementes do solo. As características fenológicas das espécies nativas, as condições microclimáticas e edáficas e a localização da fonte de propágulos, em relação à área em via de regeneração, condicionam a dinâmica do processo de regeneração da vegetação (Sartori et al. 2002).

O presente estudo buscou comparar a regeneração natural sob plantios comerciais de *Pinus taeda* (manejados e não manejados) e floresta nativa, buscando compreender o potencial dessas áreas na conservação da biodiversidade.

Procurou-se assim, responder as seguintes questões:

- Quais os impactos da remoção de *P. taeda* (colheita florestal) na diversidade, na riqueza de espécies, na abundância de indivíduos nativos, na abundância de indivíduos exóticos e na abundância total?
- Quais os efeitos da colheita florestal sobre os parâmetros abióticos avaliados, como: abertura do dossel, compactação do solo, massa de serapilheira e características químicas e granulométricas do solo?
- Qual a relação entre os parâmetros abióticos e bióticos?
- Existem diferenças nos parâmetros avaliados (bióticos e abióticos) entre os tratamentos estudados e a floresta nativa?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Dado o relevo escarpado, que impediu formas de colonização mais agressivas, a região do médio Tibagi possui alguns dos maiores e melhores fragmentos de vegetação nativa da Bacia do Rio Tibagi. Esta vegetação é considerada como uma vegetação de transição entre a floresta ombrófila mista e a floresta estacional semidecidual (Torezan 2002).

O clima da região é considerado como uma transição entre os tipos climáticos Cfa e Cfb de Köppen, que é subtropical úmido, com verão quente a moderadamente quente e invernos úmidos e frios. A média pluviométrica é de 1.700 mm e a média térmica é de 19,5°C (Mendonça & Danni-Oliveira 2002).

Os reflorestamentos estudados localizam-se no Parque Ecológico da Klabin (latitude 24°17'8"S, longitude 50°32'35,2"W), na Fazenda Monte Alegre, propriedade da Empresa Klabin S. A., município de Telêmaco Borba, região centro-leste do estado do Paraná (Figura 1). O Parque Ecológico da Klabin possui uma área de 11.196 ha, sendo 7.883 ha de florestas naturais, caracterizadas como Floresta Ombrófila Mista (Azevedo et al. 2008).

A fazenda tem uma área total de 126.373 ha, dos quais 52.000 ha são de florestas nativas, englobando Áreas de Preservação Permanente (APP), Reserva Legal (RL) e Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN). Na paisagem local observam-se três tipos de formações vegetacionais: Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Mista e pequenas manchas de Campos Naturais (Azevedo et al. 2008). De acordo com os mesmos autores, esta paisagem é formada por um mosaico desses tipos florestais juntamente com reflorestamentos comerciais de *Pinus* spp., *Eucalyptus* spp. e *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze.

O uso do solo, na maioria das propriedades do entorno da fazenda, também está ligado à produção de madeira, de modo que os reflorestamentos estudados estão situados em meio a uma matriz florestal (Barbosa et al. 2009).

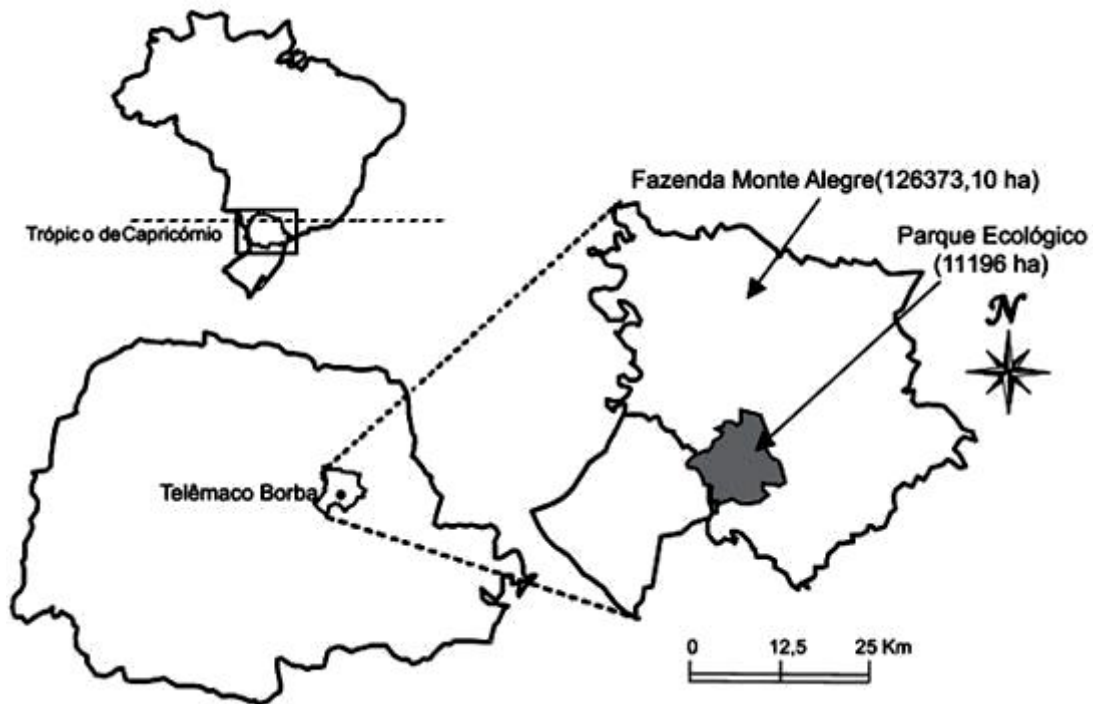


Figura 1 – Parque ecológico, Fazenda Monte Alegre, localizado na região centro-leste do estado do Paraná, na bacia do Rio Tibagi, Brasil.

2.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO

Nas plantações de *P. taeda* verificaram-se duas situações diferentes em observações de campo: talhões contendo na sua maioria indivíduos de pinus regenerando no sub-bosque e talhões onde predominavam espécies nativas na regeneração. As referidas observações de campo sugeriram que se tratava de unidades relativamente discretas, determinadas por variações do solo. Essas situações foram caracterizadas como diferentes tratamentos, na tentativa de explicar o que poderia estar ocasionando essa diferença observada na regeneração do sub-bosque, principalmente por serem talhões próximos entre si.

Os tratamentos foram, portanto caracterizados pelos seguintes ambientes: P1 - plantios de *Pinus taeda* L. com predomínio de *P. taeda* no sub-bosque; P2 - plantios de *P. taeda* sem predomínio de *P. taeda* no sub-bosque; R - áreas que estão em regeneração há 15 anos, anteriormente ocupadas por *P. taeda* e FN - floresta nativa (Tabela 1).

O pessoal do Parque Ecológico desconhece qualquer ação de exploração de árvores nas áreas de floresta nativa amostradas no presente estudo. Porém, houve em 1963 um grande incêndio na região, em alguns locais mais intenso que em outros, mas uma parte do parque não foi atingida.

Foram selecionados três talhões de cada tratamento (i.e., tipo de ambiente), onde foram instaladas dez parcelas de 10 x 10 m (100 m²) por talhão, totalizando 30 parcelas por tratamento. Quatro tratamentos foram estabelecidos, somando 120 parcelas, as quais compreenderam uma área amostral total de 12.000 m² (1,2 ha).

As parcelas foram alocadas em blocos na região central de cada talhão, distantes no mínimo 30 m da borda. A área de cada talhão (bloco), a idade, a data e o tipo das intervenções realizadas em cada talhão encontram-se discriminadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Informações sobre as áreas de estudo, localizadas no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. Fonte: acervo Klabin.

Tratamento	Talhões*	Área (ha)	Idade (anos)	Última intervenção	Tipo da intervenção
P1	49A	28,9	37	1988	3° Desbaste
	50.54A	16	37	1988	3° Desbaste
	53B	4,1	37	1988	3° Desbaste
P2	51	16,4	37	1988, intervenção parcial em 2002	3° Desbaste
	52B	24,4	37	1988	3° Desbaste
	54C	9,2	37	1988	3° Desbaste
R	196	12,9	15	1993	Corte raso
	197	4,2	15	1993	Corte raso
	198	4,7	15	1993	Corte raso
FN	MV				
	M2	-	-	-	-
	M3.M4				

*Códigos empregados no banco de dados interno da Klabin Produtos Florestais S/A

Em cada parcela, foram amostrados todos os indivíduos lenhosos (arbustos e árvores) com diâmetro a altura do peito (DAP, a 1,30 m do solo) igual ou maior a 2,5 cm.

Cada parcela foi dividida em quatro quadrantes de 5 x 5 m, sendo que um deles (sub-parcela) foi fixado. Nesse quadrante, foram amostrados todos os indivíduos lenhosos (arbustos e árvores) com altura total igual ou superior a 1,0 m e DAP inferior a 2,5 cm. A abundância e a riqueza de espécies desta sub-parcela foi extrapolada para toda área da parcela de 10 x 10 m, multiplicando-se os valores por 4. Assim, os dados referentes aos diferentes critérios de inclusão foram agrupados, estabelecendo uma análise de todos os indivíduos lenhosos (arbustos e árvores) acima de 1 m de altura em cada parcela.

Todos os indivíduos foram identificados em campo quando possível ou coletados e herborizados para posterior identificação, que foi feita mediante consulta ao herbário da Universidade Estadual de Londrina (FUEL) e ajuda de especialistas do Museu

Botânico de Curitiba. O sistema de classificação utilizado foi o APG II e a nomenclatura botânica teve como referência o conteúdo disponível no site www.tropicos.org.

Após a identificação das espécies, dados sobre o hábito (forma de vida) e as síndromes de dispersão foram obtidos a partir da literatura, de exemplares de espécies do herbário e de observações de campo. O enquadramento em categorias sucessionais (pioneiras e não-pioneiras) foi feito com base na literatura (Vaccaro 1997; Lopes et al. 2008), no anexo (Listagem das espécies arbóreas e indicação de sua ocorrência natural nos biomas / ecossistemas e regiões ecológicas do Estado de São Paulo), disponível no site http://www.ibot.sp.gov.br/legislacao/anexo_resol_sma08-08.pdf, e a partir de consultas a pesquisadores.

Os seguintes parâmetros abióticos também foram avaliados:

- *Abertura do dossel*

A caracterização da porcentagem de abertura do dossel foi feita a partir de fotografias hemisféricas (com lente de distância focal de 8 mm ou “olho de peixe”). A câmera fotográfica foi montada sobre um tripé ajustável no centro de cada parcela, e a 1,0 m de altura do solo, foi produzida uma fotografia. As folhagens pendentes próximas da lente foram retiradas. A porcentagem de abertura do dossel foi estimada utilizando-se o software Gap Light Analyzer 2.0 - GLA (Frazer et al. 1999).

- *Massa de serapilheira*

Foi coletada uma amostra de serapilheira por parcela, com o auxílio de um gabarito de madeira de 0,5 x 0,5 m (0,25 m² por parcela). O material foi acondicionado em sacos de papel, seco em estufa a 80°C por 2 dias e pesado em balança semi-analítica.

- *Compactação do solo*

A compactação do solo foi estimada por meio da medida da força, em MPa, necessária à penetração de uma ponta de prova, com um penetrômetro portátil de solo (Soil Survey Division Staff 1993). Foram realizadas 4 medidas por parcela, utilizadas para o cálculo de uma média.

- *Caracterização físico-química do solo*

Foram coletadas amostras da camada superficial do solo (0 - 5 cm) com um coletor metálico de 10 cm de diâmetro por 5 cm de altura. Em cada parcela foram coletadas três amostras; estas foram homogeneizadas para compor uma amostra composta por parcela. As mesmas foram enviadas para análise química (que determinou as concentrações de P, C, Al, H + Al, Ca, Mg e K, bem como valores referentes ao pH, a soma de bases, a capacidade de troca de cátions, a saturação por bases e a saturação por alumínio) e análise granulométrica (porcentagem de argila, silte e areia) no Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR).

2.3 ANÁLISE DE DADOS

O índice de diversidade de Shannon foi calculado para comparação entre os tratamentos, e as diferenças na diversidade entre as áreas foram comparadas por meio do teste t. O índice de diversidade de Simpson (1-D) também foi calculado. Este índice difere do índice de Shannon, pois dá maior peso a espécies raras (Melo 2008).

A riqueza de espécies foi analisada a partir da curva de acúmulo de espécies por área, calculada com o uso do programa EstimateS versão 8.2.0 (Colwell 2005). Os dados de riqueza de espécies foram sorteados 50 vezes para evitar a influência da ordem em que os dados foram colocados em cada parcela na curva de acúmulo de espécies, pois estas curvas podem subestimar a riqueza de espécies (Magurran 1988). Os estimadores de riqueza Jackknife 1, Jackknife 2 e ACE, foram aplicados para melhorar a determinação da riqueza de espécies.

A similaridade entre as espécies dos diferentes tratamentos foi comparada com a aplicação dos índices de similaridade de Jaccard, Sorensen (índices qualitativos, baseados na presença e ausência de espécies) e índice de similaridade de Bray-Curtis (índice quantitativo, que considera a abundância de cada espécie), todos calculados usando o programa EstimateS versão 8.2.0 (Colwell 2005).

A proporção de formas de vida, síndromes de dispersão e categorias sucessionais foi comparada entre as áreas por meio de tabelas de contingência e teste Qui-quadrado (Beiguelman 1996).

A relação entre os indicadores de regeneração (riqueza, abundância total, abundância de nativas e abundância de exóticas) e as variáveis ambientais, que podem influenciar na regeneração, foi dimensionada por meio do coeficiente de correlação de Pearson (Zar 1999).

Os parâmetros químicos do solo foram comparados entre as áreas por meio do teste de Kruskal-Wallis. Quando este teste resultou em diferenças significativas, foi realizado posteriormente o teste de Mann-Whitney. Os dados de granulometria do solo foram comparados por meio do teste t simples.

Todos os testes foram considerados significativos com $p \leq 0,05$.

Foi realizada análise dos componentes principais (PCA), no programa Spad versão 3.5. Esta análise tem um caráter exploratório e permite avaliar a relação entre diversos parâmetros, tanto bióticos quanto abióticos, além do estabelecimento de grupos de parcelas homogêneas (Fonseca & Fonseca 2004). Foram comparadas variáveis bióticas: abundância total, abundância de exóticas, abundância de nativas e riqueza total; e variáveis abióticas: compactação do solo, massa de serapilheira, abertura do dossel e parâmetros químicos do solo (pH, soma de bases, carbono orgânico e capacidade de troca de cátion). Todos esses parâmetros do solo foram selecionados, porque se diferiram significativamente entre pelo menos alguns dos tratamentos, e também, pela representatividade dos mesmos em expressar o aspecto global observado na análise do solo.

3 RESULTADOS

Foram identificadas, em toda a área amostral, 178 espécies, pertencentes a 95 gêneros e 46 famílias, sendo que 3 espécies permaneceram indeterminadas (ver ANEXO A).

A área de floresta nativa apresentou maior riqueza de espécies, maior número de gêneros e de famílias em relação às demais áreas estudadas (Figura 2). A área em regeneração (R) apresentou 46% e o sub-bosque do plantio de pinus (P2) 50%, do total de espécies arbóreas e arbustivas da região.

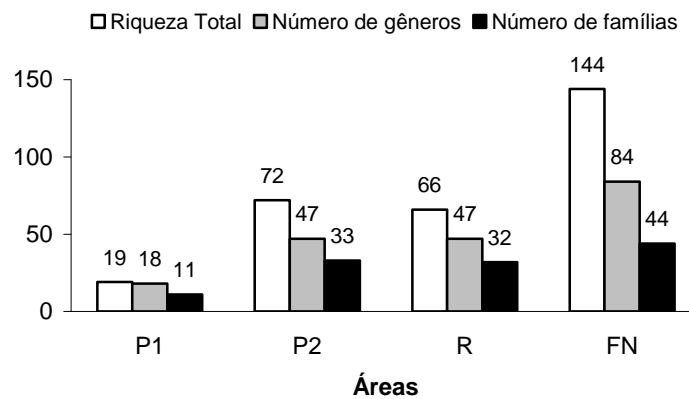


Figura 2 – Riqueza de espécies, número de gêneros e de famílias nas áreas de estudo no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa.

Na Figura 3 observou-se a densidade de indivíduos de espécies nativas e de indivíduos de *P. taeda* por hectare em cada tratamento. Indivíduos de pinus foram encontrados em quase todos os tratamentos, com exceção da floresta nativa.

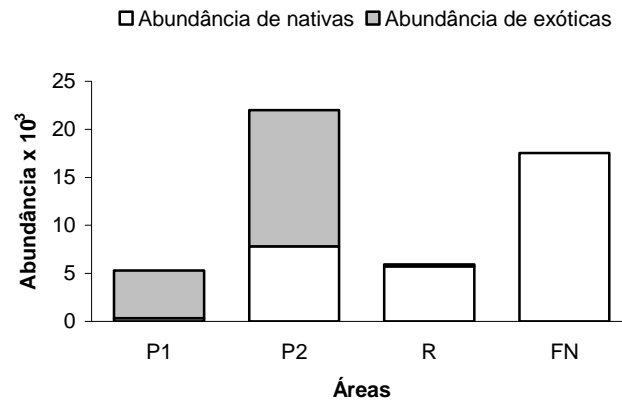


Figura 3 – Densidade (indivíduos/hectare) de espécies nativas e de espécies exóticas (*Pinus taeda*) nas áreas de estudo no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa.

O índice de diversidade de Shannon foi 0,40; 1,88; 3,37 e 4,01 para P1, P2, R e FN, respectivamente, havendo diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre todos os tratamentos (Figura 4 - A). Em relação ao índice de Simpson (1-D) os valores encontrados foram 0,12; 0,58; 0,95 e 0,97 para P1, P2, R e FN, respectivamente.

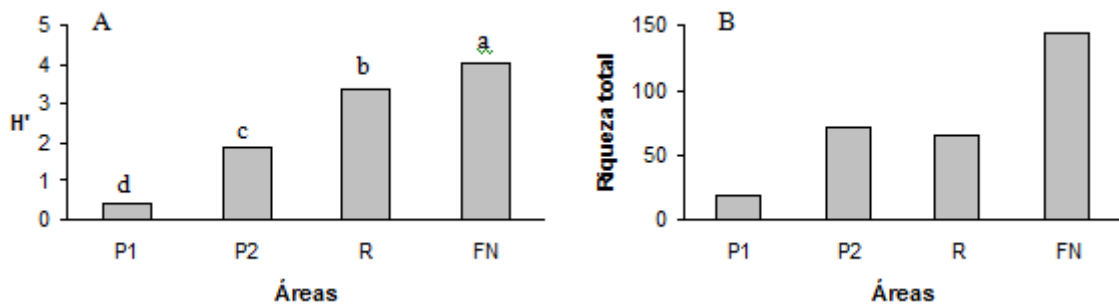


Figura 4 – Índice de diversidade de Shannon (A) e Riqueza de espécies (B) nas áreas de estudo no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa. Teste t.

Observou-se uma maior diversidade e riqueza de espécies na floresta nativa, ao contrário do tratamento P1, enquanto os tratamentos P2 e R permaneceram com valores intermediários tanto de diversidade, quanto de riqueza (Figura 4).

Quando o cálculo do índice de diversidade de Shannon foi realizado sem os indivíduos de pinus, ainda assim, observou-se diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre os tratamentos, que apresentaram os seguintes valores, 2,62; 3,46; 3,34 e 4,01, para P1, P2, R e

FN, respectivamente. Ao contrário da análise anterior, observou-se nesse caso, maior diversidade no tratamento P2 em relação ao tratamento R. Com o mesmo procedimento, em relação ao índice de Simpson (1-D), os valores encontrados foram 0,91; 0,95; 0,95 e 0,97 para P1, P2, R e FN, respectivamente.

As espécies arbóreas compreenderam a maioria das espécies encontradas nos diferentes tratamentos, seguidas por espécies arbustivas. As lianas foram encontradas apenas na floresta nativa. Sendo assim, as áreas não diferiram significativamente entre si (Figura 5 - A). Do mesmo modo, não houve diferença entre as áreas em relação às síndromes de dispersão, pois, a maioria das espécies apresentou síndrome de dispersão zoocórica, seguida por espécies anemocóricas e pelas autocóricas (Figura 5 - B). As áreas não diferiram entre si em relação à proporção das categorias sucessionais, ou seja, a porcentagem de espécies pioneiras e não pioneiras permaneceu constante entre as áreas estudadas (Figura 5 - C).

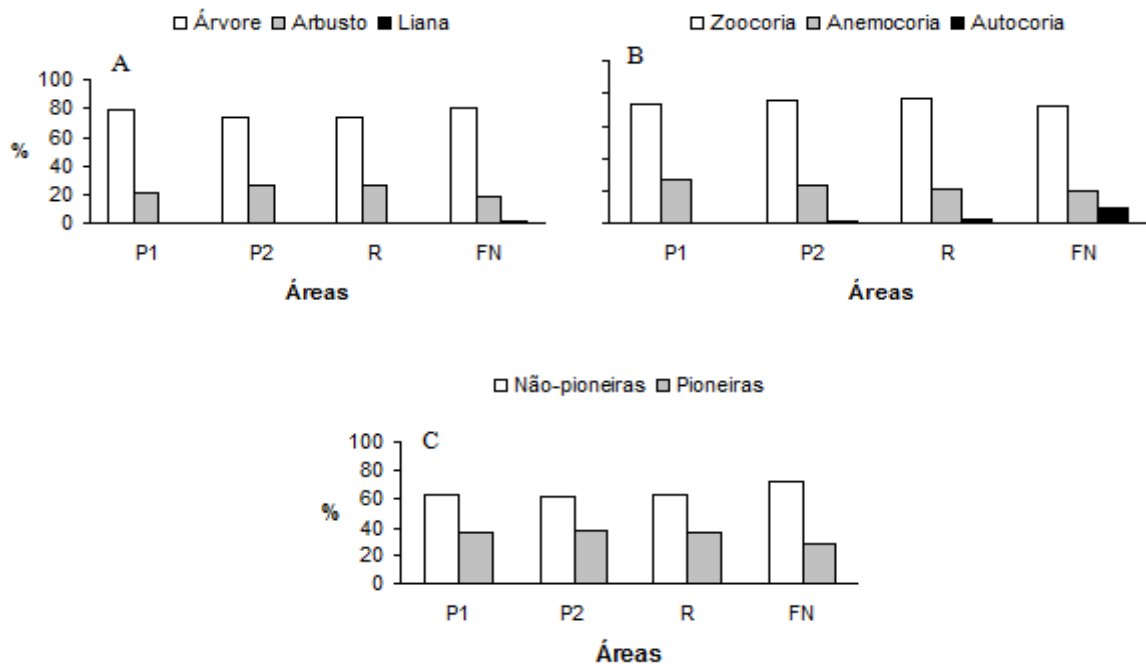


Figura 5 – Percentagem de espécies por hábito (A), por síndromes de dispersão (B) e por categorias sucessionais (C) amostradas nas diferentes áreas no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa. As análises das proporções entre os tratamentos (áreas) foram realizadas a $p \leq 0,05$. Qui-quadrado.

A curva de acúmulo de espécies (Figura 6) indicou uma tendência em direção à estabilização, que caracteriza a área mínima de amostragem, indicando que a maioria das espécies presentes foi amostrada. O estimador de riqueza que apresentou maior variação em relação a riqueza observada foi Jackknife 2, mostrando grande riqueza para todos os tratamentos estudados.

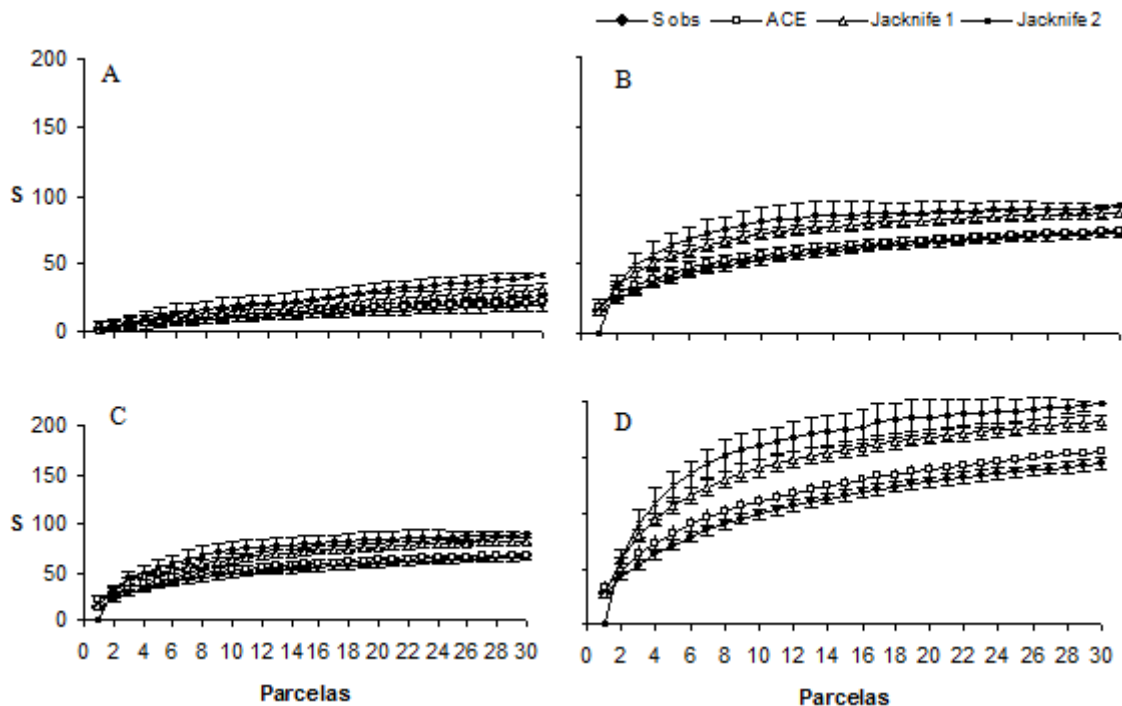


Figura 6 – Curva de acúmulo de espécies baseada na riqueza observada (S obs) e nos estimadores de riqueza: ACE, Jackknife 1 e Jackknife 2, das diferentes áreas estudadas no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. A - P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; B - P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; C - R: áreas em regeneração; D - FN: floresta nativa. Barras verticais indicam o \pm desvio-padrão.

Os maiores índices de similaridade de Jaccard e Sorensen foram observados entre os tratamentos P2 e R, seguidos pelos tratamentos P2 e floresta nativa (FN). Entretanto, quando se aplicou o índice de similaridade de Bray-Curtis, houve maior similaridade entre os tratamentos P1 e P2 (Tabela 2), devido à influência da abundância de pinus regenerante em ambos os tratamentos.

Tabela 2 – Número de espécies em comum baseado nos índices de similaridade de Jaccard e Sorensen (qualitativos) e Bray-Curtis (quantitativo) entre as áreas analisadas no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, região centro-leste do estado do Paraná, Brasil. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa.

Tratamentos	Tratamentos	Espécies			
		em comum	Jaccard	Sorensen	Bray-Curtis
P1	P2	19	0,26	0,42	0,39*
P1	R	17	0,25	0,40	0,09
P1	FN	14	0,09	0,17	0,02
P2	R	45	0,48*	0,65*	0,21
P2	FN	54	0,33	0,50	0,14
R	FN	41	0,24	0,39	0,16

* Valores estatisticamente significativos ($p \leq 0,05$).

A abertura do dossel apresentou-se correlacionada negativamente com a riqueza de espécies nas áreas P1 e P2, e também com a abundância total e abundância de exóticas em P1. A massa de serapilheira correlacionou-se negativamente com a riqueza e a abundância de nativas em P2. A compactação apresentou correlação negativa com a riqueza, abundância total e abundância de nativas em P1, porém, positiva em P2 com riqueza e abundância de nativas (Tabela 3).

Tabela 3 – Coeficiente de correlação de Pearson entre riqueza de espécies (S), abundância total (N total), abundância de nativas (N nativas), abundância de exóticas (N exóticas) e variáveis ambientais: abertura do dossel (AD), massa de serapilheira (SER) e compactação do solo (COM) no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, região centro-leste do estado do Paraná, Brasil. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa.

Áreas	S			N total			N nativas			N exóticas		
	AD	SER	COM	AD	SER	COM	AD	SER	COM	AD	SER	COM
P1	-0,38*	-0,27	-0,50*	-0,63*	-0,33	-0,42*	-0,27	-0,19	-0,44*	-0,62*	-0,32	-0,37*
P2	-0,40*	-0,60*	0,43*	0,03	0,21	0,15	-0,03	-0,54*	0,45*	0,04	0,29	0,07
R	-0,35	-0,08	-0,12	-0,29	-0,32	-0,28	-0,27	-0,33	-0,27	-0,16	0,11	0,02
FN	-0,20	0,29	0,28	-0,31	0,15	0,20	-0,31	0,15	0,20	-	-	-

* Valores estatisticamente significativos ($p \leq 0,05$).

A quantidade de carbono orgânico foi maior em FN (39,04 g.dm⁻³) em relação as demais áreas, que apresentaram valores decrescentes em R (31,71 mg.dm⁻³), P2 (27,41 mg.dm⁻³) e P1 (22,10 mg.dm⁻³) (Tabela 4). O pH diferiu entre os tratamentos, com

valor máximo em FN (4,92) e mínimo em P1 (3,62) (Tabela 4). A acidez trocável (H + Al) apresentou maior valor em P2 (16,73 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) que diferiu de P1 (13,17 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) e de FN 7,52 ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), mas que não diferiu de R (13,85 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), este também não diferiu de P1. A concentração de cálcio iônico (Ca^{2+}) apresentou maior valor em FN (6,11 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) do que nos demais tratamentos, os quais não diferiram entre si. A concentração de potássio também foi maior em FN (0,27 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), em relação as demais áreas, que apresentaram valores decrescentes em R (0,16 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$), P2 (0,10 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) e P1 (0,058 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) (Tabela 4).

A soma de bases também foi maior em FN (8,61 $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$) em relação as demais áreas, que não diferiram entre si (Tabela 4). A saturação por bases foi maior em FN (52,53%) em relação às demais áreas, que apresentaram valores decrescentes em R (4,85%) e P1 (4,29%), que não diferiram entre si, mas diferiram de P2 (3,66%) (Tabela 4).

De modo geral, a fertilidade do solo foi maior nos talhões de floresta nativa e menor no plantio de *P. taeda* com sub-bosque dominado por pinus. Em relação à análise granulométrica, é interessante destacar que P1 apresentou grande porcentagem de areia, apesar de ter se diferenciado estatisticamente somente de P2 e não dos demais tratamentos (Tabela 4).

Tabela 4 – Parâmetros químicos (n = 30) e granulométricos (n = 3) do solo nas diferentes áreas de estudo no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, região centro-leste do estado do Paraná, Brasil. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa. As letras a, b, c e d apontam diferenças significativas dos parâmetros entre os tratamentos ($p \leq 0,05$).

Parâmetros	Áreas (Tratamentos)			
	P1	P2	R	FN
P ($\text{mg}.\text{dm}^{-3}$)	9,54 a	5,40 A	5,21 a	5,73 a
C ($\text{g}.\text{dm}^{-3}$)	22,10 d	27,41 C	31,71 b	39,04 a
pH	3,62 d	3,75 C	3,84 b	4,92 a
Al ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$)	3,93 b	6,47 A	3,70 b	0,39 c
H + Al ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$)	13,17 b	16,73 A	13,85 ab	7,52 c
Ca ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$)	3,71 b	0,31 Bc	0,31 c	6,11 a
Mg ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$)	3,53 a	0,22 Ac	0,24 cd	2,24 b
K ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$)	0,058 d	0,10 C	0,16 b	0,27 a
Soma de bases ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$)	0,59 b	0,63 B	0,71 b	8,61 a
Capacidade de troca de cátion ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$)	13,77 c	17,37 A	14,56 c	16,13 b
Saturação por bases (%)	4,29 b	3,66 C	4,85 b	52,53 a
Saturação por alumínio (%)	86,93 b	91,12 A	83,50 c	7,92 d
Argila (%)	14,83 c	33 Ab	40,33 ac	33,83 ac
Silte (%)	4,83 b	14,33 A	7,33 ab	4,67 b
Areia (%)	80,33 a	52,67 B	52,33 ab	61,50 ab

A análise dos componentes principais permitiu avaliar a relação entre diversos parâmetros, tanto bióticos quanto abióticos e o estabelecimento de grupos de parcelas homogêneas (Figura 7).

De maneira geral, os resultados indicaram comportamentos diferenciados em relação aos parâmetros avaliados, pois se formaram quatro grupos definidos de parcelas (Figura 7).

O primeiro componente principal, ou fator 1, explicou 40,10% da variância total, o segundo componente principal, ou fator 2, explicou 18,67% da variância total, representando, os dois primeiros fatores 58,77% da variância total (Figura 7). Cada componente principal ou fator é uma combinação linear das variáveis originais. Assim, o fator 1 é obtido matematicamente, de maneira que ele contenha a maior quantidade possível de informação total presente em todas as variáveis originais. Já o fator 2, que é independente do fator 1, contém o máximo da informação restante possível, e assim sucessivamente. Quanto maior for a correlação entre as variáveis originais, maior é a informação contida nos primeiros fatores (Figura 7).

É relevante destacar que as variáveis pH e riqueza total de espécies apresentaram correlação positiva entre si de 0,68. O pH também se correlacionou positivamente com abundância de nativas (0,63). Já a variável soma de bases, se correlacionou positivamente com riqueza total (0,66) e com a abundância de nativas (0,60) (Figura 7).

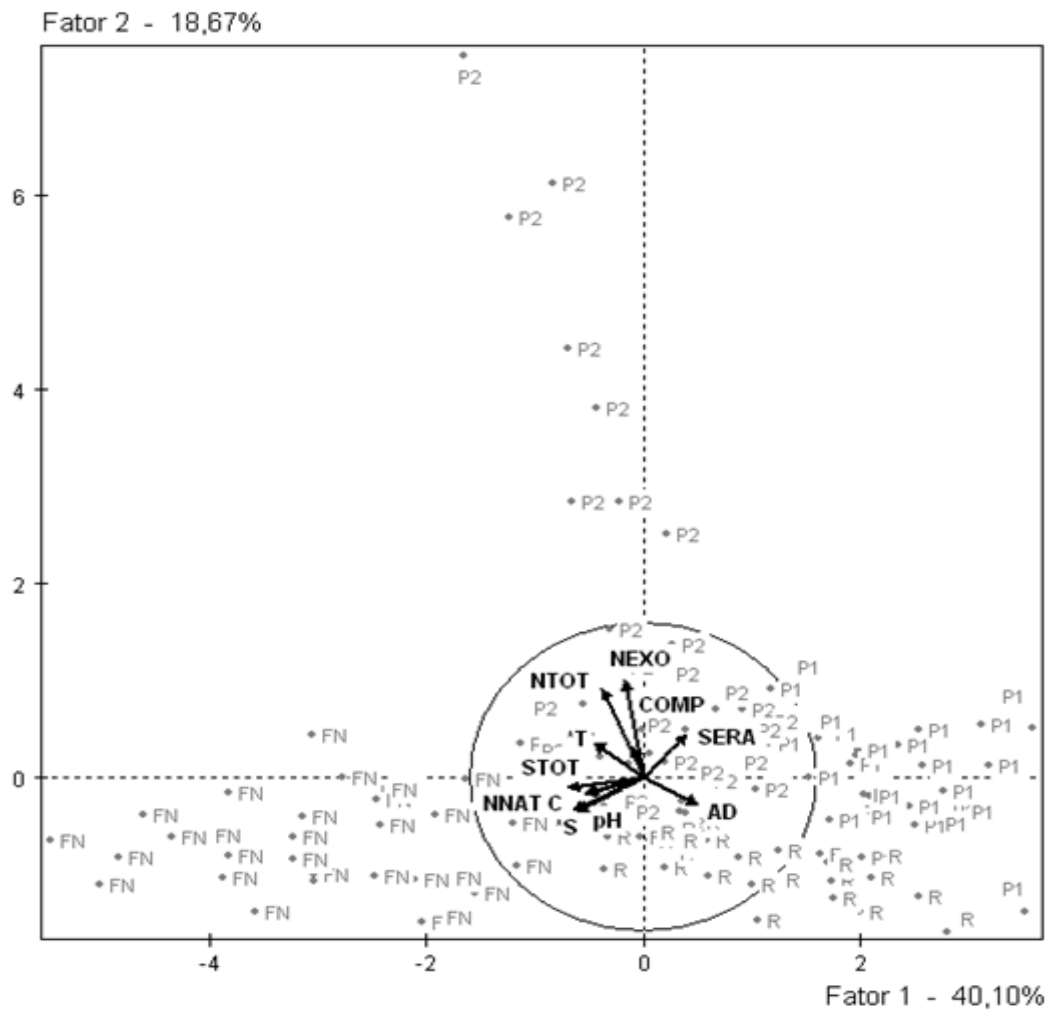


Figura 7 – Representação das parcelas classificadas em P1, P2, R e FN e das variáveis analisadas (NTOT: abundância total; NEXO: abundância de exóticas; COMP: compactação do solo; SERA: massa de serapilheira; AD: abertura do dossel; pH; *S: soma de bases; C: carbono orgânico; NNAT: abundância de nativas; STOT: riqueza total; *T: capacidade de troca de cátions) no primeiro plano fatorial, das diferentes áreas estudadas no Parque ecológico da Klabin, Fazenda Monte Alegre, PR. P1: plantios de *P. taeda* com predomínio de indivíduos de pinus no sub-bosque; P2: plantios de *P. taeda* com sub-bosque mais diverso; R: áreas em regeneração; FN: floresta nativa.

Observou-se que o grupo de parcelas “P1” caracterizou-se por valores elevados de massa de serapilheira e também maior abertura do dossel. O grupo de parcelas “P2”, que se destacou pela baixa homogeneidade entre as parcelas, observada pela dispersão das mesmas, apresentou relação com alta abundância de exóticas, alta abundância total, valores elevados de massa de serapilheira e também com valores altos para troca de cátions. Para o grupo de parcelas “R”, evidenciou-se a relação das mesmas com maior abertura do dossel. O conjunto de parcelas “FN” relacionou-se com valores elevados de riqueza total, soma de bases e pH, bem como com valores expressivos de carbono orgânico e abundância de espécies nativas.

4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos indicaram que os plantios comerciais acumularam um número considerável de espécies. Neste caso, uma parcela importante da flora (72 espécies, ou seja, até 50% da riqueza estimada para espécies arbustivas e arbóreas da região) está colonizando estes ambientes. Em reflorestamentos comerciais com *Pinus* spp., a riqueza de espécies nativas encontrada por Andrae et al. (2005) foi de 121 espécies lenhosas. Lombardi & Motta Junior (1992), em reflorestamento de *P. elliottii*, encontraram 67 espécies.

Em relação a plantios com outras espécies, Nappo et al. (2000), em áreas degradadas com plantios de *Mimosa scabrella* Bentham, encontraram 63 espécies e diversidade de $H' = 2,85$. Neri et al. (2005) identificaram 47 espécies sob plantios de *Eucalyptus* em áreas de cerrado, com índice de diversidade $H' = 2,49$. Já Mochiutti et al. (2008), em plantios de *Acacia mearnsii* De Wild., encontraram no estrato arbóreo 26 espécies nativas e índice de diversidade de $H' = 2,60$.

Independente das diferenças metodológicas adotadas, como a área amostrada, limites para a inclusão de indivíduos, tamanho e idade do povoamento, fitogeografia da região, base logarítmica utilizada, etc., os estudos mencionados anteriormente demonstraram expressiva riqueza de espécies no sub-bosque dos reflorestamentos monoespecíficos, e segundo Keenan et al. (1997) e Mochiutti et al. (2008) essa riqueza contribui com uma proporção significativa da biodiversidade local de plantas.

No presente estudo encontrou-se maior riqueza de espécies em P2 (plantio de *P. taeda* sem predomínio de pinus no sub-bosque) em relação a R (área em regeneração natural). Oberhauser (1997), comparando a regeneração natural em plantios de *Pinus kesiya* e em áreas de pastagens abandonadas, encontrou 45 espécies de árvores nos plantios e 24 nas áreas abandonadas, indicando que em áreas perturbadas, estes plantios podem realmente acelerar o processo sucessional e facilitar a chegada de novas espécies. González-Alday et al. (2009), em área temperada, também verificaram maior número de espécies lenhosas na área controle (plantio) em relação à área colhida. Andrae et al. (2005) e Martins (2009), avaliando a regeneração natural em áreas anteriormente ocupadas por reflorestamentos comerciais, registraram que nessas áreas já existe uma comunidade sucessional inicial estabelecida, porém, a densidade e a riqueza de espécies ainda são baixas. A própria destruição física das espécies lenhosas pela colheita, ligada ao estresse sazonal pode causar redução no número de espécies (González-Alday et al. 2009).

Apesar de a riqueza de espécies encontrada no presente estudo ter sido maior no reflorestamento P2 do que na área em regeneração natural, a diversidade estimada apresentou o padrão oposto. Isso ocorreu provavelmente pela elevada abundância de *P. taeda* em P2, pois, quando os indivíduos de pinus foram retirados do cálculo do índice de diversidade, a diversidade do plantio P2 foi diferente e maior que a diversidade encontrada na área em regeneração.

Existem evidências de que os plantios podem proporcionar diretamente um microclima mais favorável e outras condições ideais para a dispersão de sementes, germinação ou crescimento; ou indiretamente, através de alterações a longo-prazo no regime de distúrbio do solo, afetando o estabelecimento da regeneração (Keenan et al. 1997). Powers et al. (1997) destacaram também, a capacidade das plantações em suprimirem gramíneas e samambaias, sendo uma das prováveis razões para o sucesso do estabelecimento de espécies nos sub-bosques, mostrando potencial para acelerar a restauração da comunidade florestal. Eles comentaram também que, a arquitetura das árvores plantadas, geralmente de rápido crescimento, provem luz e ambiente favorável para novas espécies do sub-bosque.

Muitos aspectos influenciam a regeneração natural em áreas abandonadas, como: a distância da área em regeneração à fonte de sementes, a existência de fontes de regeneração como troncos e tocos, que podem facilitar a rebrota (Nagashima et al. 2009), o histórico da área pré-plantio, que afeta a viabilidade das sementes, e o domínio de gramíneas nos estágios iniciais da regeneração (Ito et al. 2006). Fatores abióticos do ambiente, também são importantes, como: luz, temperatura, umidade relativa, nutrientes do solo, umidade do solo e regimes de perturbação (Barnes et al. 1998 apud Kasenene 2007). Todos são importantes indicadores para predizer o estágio inicial da vegetação em áreas colhidas abandonadas (Nagashima et al. 2009).

No presente estudo observou-se que *P. taeda* atingiu alta abundância no sub-bosque dos plantios. Andrae et al. (2005) também encontraram elevada abundância de pinus, em média, 33.000 plantas/ha de *Pinus* spp. no sub-bosque de plantios desta espécie, deste total, 1.477 pinus/ha acima de 1,30 m de altura. Já, o estudo de Mochiutti et al. (2008) em plantios de acácia-negra, mostrou que os juvenis não sobreviveram sob o bosque plantado.

Nas áreas que sofreram colheita florestal (R), a abundância de pinus foi baixa (187 indivíduos/ha), o que provavelmente ocorreu devido ao sucesso das tentativas de manejo dos talhões, com controle manual dos regenerantes de pinus. González-Alday et al. (2009), averiguaram que a densidade de plântulas de *P. pinaster* encontrada na área totalmente colhida apresentou o menor valor em relação aos demais tratamentos. A redução

de plântulas nas áreas colhidas pode ser devido a alguns fatores, como por exemplo, pela diminuição da entrada de sementes, causada pela eliminação das árvores plantadas ou pela competição por água e nutrientes entre as plântulas de coníferas e as de espécies anuais (Peltzer et al. 2000 apud González-Alday et al. 2009). A disponibilidade de luz e de água se relaciona com a invasão por espécies do gênero *Pinus* (Zanchetta & Pinheiro 2007). Andrae et al. (2005) observaram ainda que herbáceas e cipós influenciaram negativamente a probabilidade de estabelecimento de plântulas de pinus.

Não foram amostrados indivíduos de *P. taeda* na floresta nativa. Segundo Ziller & Galvão (2002), o gênero *Pinus*, composto basicamente por espécies heliófitas, tem sido registrado como potencial invasor de áreas abertas sejam elas, degradadas ou naturalmente ocupadas por vegetação herbáceo-arbustiva, mas o gênero não se caracteriza como invasor de formações florestais.

A dispersão zoocórica predominou nos diferentes tratamentos do presente estudo, seguida por anemocoria e autocoria. Lombardi & Motta Junior (1992), Keenan et al. (1997), Neri et al. (2005), Mochiutti et al. (2008) e Dariva et al. (2009), também encontraram esse padrão em reflorestamentos comerciais. Lombardi & Motta Junior (1992) destacaram a importância da dispersão por animais para a colonização de ambientes degradados, já que eles encontraram nesses ambientes, maior ocorrência de dispersão zoocórica. Segundo eles, há predominância de espécies zoocóricas entre as encontradas no sub-bosque de reflorestamentos comerciais tanto de *P. elliotti* como de *Eucalyptus* spp. Segundo Oberhauser (1997), os plantios podem oferecer alimentos, poleiros e locais para reprodução, de maneira a possibilitar oportunidades para dispersão de sementes, através da atração de animais. Keenan et al. (1997) enfatizaram a possibilidade de pássaros poderem se mover livremente em plantios situados entre florestas nativas e entre outros plantios. Mochiutti et al. (2008) enfatizaram que o predomínio da dispersão zoocórica contribui para a alta diversidade da regeneração natural e salientaram que mesmo as plantações localizadas mais distantes de fragmentos nativos podem apresentar uma diversificada regeneração natural em seus sub-bosques.

Como mencionado anteriormente, a zoocoria predominou também nas áreas em regeneração, Tabarelli & Mantovani (1999), em áreas em regeneração natural a 18 anos, encontraram a maioria das espécies zoocóricas em relação as anemocóricas/autocóricas, confirmando o padrão observado no presente estudo. Os mesmos autores destacaram a importância relativa de Myrtaceae e de Lauraceae em constituir um indicador do estágio de regeneração ou de degradação desta floresta, não só relativo à riqueza, mas também à

disponibilidade de recursos e à composição de guildas. Espécies de ambas as famílias foram amostradas nas áreas em regeneração, enfatizando a relevância desta área na atração da fauna.

A porcentagem de espécies não-pioneiras predominou nos tratamentos em relação às espécies pioneiras. O contrário foi observado no estudo de Keenan et al. (1997), em que espécies pioneiras dominaram os plantios jovens, e também por Mochiutti et al. (2008), que encontraram no sub-bosque maior proporção de plantas de espécies exigentes de luz no estrato arbóreo e na classe mais alta do estrato de regeneração natural. Diferenças no recrutamento de espécies no sub-bosque podem ser consequência da diferença de microhabitats existentes sob o dossel, melhores condições de luz podem favorecer a germinação e estabelecimento de sementes dispersadas recentemente (Keenan et al. 1997).

As áreas em regeneração natural seguiram o mesmo padrão observado nos plantios, ou seja, predomínio de espécies não-pioneiras em relação às espécies pioneiras. Tabarelli & Mantovani (1999) e Souza et al. (2007b), estudando áreas em regeneração de 18 e 25 anos, respectivamente, confirmaram esse padrão, ou seja, encontraram que a proporção de espécies tardias é maior que a de pioneiras.

A explicação do predomínio de espécies não-pioneiras em relação as pioneiras segundo Nagashima et al. (2009), é o fato de que sementes da vizinhança podem encontrar dificuldades em atingir grandes áreas abertas em regeneração, isto pode explicar como espécies pioneiras que germinam do banco de sementes se tornam dominantes nesses locais. O contrário também é verdadeiro, ou seja, em áreas menores aumenta a probabilidade de estabelecimento de espécies mais tardias, e com o passar do tempo um maior número de espécies pode ser depositado no local, providenciando maior oportunidade para o estabelecimento de outras espécies. Isso pôde ser constatado no presente estudo, pois as áreas em regeneração não são muito extensas e são contíguas a outros reflorestamentos e a florestas secundárias.

No presente estudo, o hábito arbóreo, seguido pelo arbustivo predominou em todos os tratamentos. Este mesmo padrão foi encontrado por Sá (2002), em áreas de restinga em regeneração.

Os maiores índices de similaridade qualitativos foram verificados entre os tratamentos P2 e R, sugerindo que mesmo que a área em regeneração tenha sofrido colheita florestal há pouco tempo, ela apresenta composição de espécies comparável a um plantio antigo. Contrariamente, Andrae et al. (2005) encontraram pouca semelhança entre áreas de pinus de renovação natural e a maioria dos outros plantios de pinus. Já quantitativamente, a

maior similaridade foi observada entre os tratamentos P1 e P2, devido principalmente à abundância de pinus regenerantes nestes locais.

Tanto nos tratamentos P1 quanto P2, observou-se uma correlação negativa entre abertura do dossel e riqueza de espécies. Isso pode ser consequência da elevada abundância de pinus regenerantes nesses dois locais. A abertura do dossel favorece o estabelecimento de pinus, pois segundo Zanchetta & Pinheiro (2007), a luminosidade é muito importante para o estabelecimento de indivíduos deste gênero. Ziller & Galvão (2002) destacaram que estas espécies exóticas podem alterar dentre diversos parâmetros, a distribuição e a densidade das espécies, o que pode ter ocasionado uma diminuição do número de espécies nativas.

Barbosa et al. (2009) destacaram que práticas de manejo como podas e desbastes, muito frequentes no sub-bosque de plantios comerciais, podem dificultar a formação de um dossel mais denso nessas áreas, ou seja, o dossel mais aberto pode beneficiar espécies heliófitas, como *Pinus* spp. e outras. A própria abundância dos indivíduos exóticos pode ter influenciado na riqueza de espécies, como mencionado anteriormente. Para Barbosa et al. (2009), a combinação de efeitos de podas/desbastes e da matriz florestal pode favorecer um aumento limitado da riqueza de espécies, devido a um aumento de espécies/indivíduos heliófitas. Esta hipótese não exclui a possibilidade de limitação de propágulos de espécies tardias, pois a maioria das florestas nativas da região é secundária.

Ainda em relação à abertura do dossel, é interessante salientar a correlação negativa entre abertura do dossel e abundância total e de exóticas também em P1, provavelmente indicando que onde as exóticas têm grande abundância, o dossel pode estar sendo fechado por elas, dificultando desse modo, a sua própria regeneração. Isso se refletiu na abundância total, uma vez que como o sub-bosque da área P1 é dominado por pinus, a maior parte da abundância total acaba sendo constituída por exóticas.

Em P2, a massa de serapilheira se correlacionou negativamente com a riqueza e também com a abundância de nativas. Andrae et al. (2005) notaram que a ausência ou presença de regeneração de pinus não guardou relação com a espessura da manta de serapilheira, porém, uma vez que havia regenerantes de pinus, a densidade dos mesmos era menor quanto mais espessa fosse a camada de liteira. Para Jankovski (1996) apud Bechara (2003), a camada de serapilheira acumulada sob os talhões de *Pinus* dificulta sua regeneração, sendo o número de plantas nesta área doze vezes menor do que em área que teve o solo exposto por gradagem. Analogamente, a regeneração de espécies nativas sob a densa

serapilheira de *Pinus*, também pode ser dificultada, influenciando dessa maneira na riqueza de espécies, bem como na abundância das mesmas.

Os níveis de compactação observados não foram limitantes para a regeneração natural. Em P1, P2, R e FN os valores médios encontrados foram 0,72; 0,76; 0,50 e 0,70 MPa, respectivamente, de maneira que somente a área em regeneração diferiu dos demais tratamentos, que não diferiram estatisticamente entre si. As médias de compactação do solo dos tratamentos podem ser classificadas como baixas (0,1 - 1), segundo a Soil Survey Division Staff (1993).

No presente estudo, a quantidade de carbono orgânico foi maior na FN em relação as demais áreas. Mafra et al. (2008), comparando campo nativo, floresta de *P. taeda*, reflorestamento de *A. angustifolia* e floresta nativa de araucária, também observaram maior teor de carbono orgânico, de 0,0 a 0,05 m de profundidade, na floresta nativa e no campo nativo, em relação aos demais tratamentos. Segundo os mesmos autores, a adição de material orgânico, proveniente principalmente da serapilheira, é responsável pelo acúmulo de carbono na camada superficial do solo. Lugo (1992) comparou florestas plantadas e florestas secundárias de idades similares e encontrou que as florestas secundárias retornam mais nutrientes ao chão da floresta do que as plantações. Este autor salientou ainda que as plantações apresentaram maior taxa de decomposição da serapilheira, mas devido a grande quantidade que é produzida, num balanço anual, as florestas plantadas mostram perdas menores em relação as florestas secundárias.

Outro aspecto, segundo Poggiani (1996), refere-se à lentidão da decomposição da serapilheira depositada sobre o solo, principalmente quando se trata de determinadas espécies exóticas, visto que os microrganismos decompositores nem sempre se adaptam para atuar biologicamente sobre o material vegetal produzido. Neste caso, parte dos nutrientes pode ficar incorporada na manta florestal por um período de tempo prolongado e causar desequilíbrios nutricionais na floresta plantada.

O pH diferiu entre os tratamentos, com valores máximos em FN e mínimos em P1. No trabalho de Mafra et al. (2008) também foram encontrados os menores valores de pH nos plantios de pinus, em todas as camadas do solo analisadas. Esse dado pode guardar relação com a serapilheira desta conífera, Lilienfein et al. (2000) destacaram que as camadas de serapilheira são mais profundas e mais ácidas em florestas de coníferas em relação às florestas decíduas, assim a liberação de ácidos orgânicos a partir da camada de serapilheira aumenta a lixiviação de cátions do solo mineral subjacente, isso se o solo tem uma alta taxa

de amortecimento de H^+ , mas em solos com baixa taxa de amortecimento de H^+ , a diminuição do pH do solo tem sido observada.

Os valores de Al trocável foram maiores nos plantios de pinus em relação à floresta nativa. Mafra et al. (2008) também encontraram maiores teores desse cátion em reflorestamento de pinus, em todas as camadas, fato justificado pelos baixos valores de pH, que facilitam a solubilização do Al no solo.

Estas características do solo, se tomadas como conseqüências da cultura de pinus, sugerem que a presença do pinus impõe dificuldades para a regeneração de espécies nativas também pela via nutricional. No entanto, estas desigualdades também podem sugerir uma diferença pré-existente entre os solos da floresta nativa e dos plantios de pinus, o que implicaria que a condição histórica da vegetação dos sítios estudados já se diferia.

Nos reflorestamentos com pinus se observou menor teor de K em relação à área em regeneração e também à floresta nativa. Esses resultados corroboram os de Mafra et al. (2008), que encontraram na camada superficial resultados similares, salientando ainda uma provável relação com a elevada capacidade de absorção desse elemento pelas árvores de pinus. No presente estudo foi verificado maior teor de Ca na floresta nativa em relação aos outros tratamentos. Mafra et al. (2008) também encontraram maiores teores de Ca trocável no reflorestamento de araucária e na floresta nativa, em todas as camadas.

Mesmo sendo difícil comparar os dados granulométricos, principalmente pelo pequeno número de amostras analisadas ($n=3$), é interessante destacar que na área P1 a porcentagem de argila no solo pode ser considerada baixa (14,83%), bem como a de areia (80,33%) pode ser considerada alta.

Solos arenosos (teor de argila inferior a 15%) possuem baixa capacidade de retenção de água e nutrientes. Estes solos sofrem intensa lixiviação, perdem mais água por evaporação e são normalmente mais secos. Já solos de textura média, com teores de argila em torno de 30-35% ou mesmo os argilosos com boa estrutura, como os latossolos, que possibilitam drenagem adequada, apresentam boa capacidade de retenção de água e de nutrientes (EMBRAPA 2008). Desde modo, deve ser considerada a possibilidade de que parte das diferenças observadas na área P1 em relação às demais áreas pode estar relacionada com estas propriedades do solo.

É interessante salientar, a partir do exposto, que a riqueza de espécies sob o plantio de *Pinus* em solo com mais argila foi maior que a riqueza de espécies da área em regeneração, embora tenham apresentado valores similares. Do mesmo modo, os outros parâmetros avaliados no presente estudo, tanto bióticos quanto abióticos, não diferiram

extremamente entre esses dois tratamentos. Isso se torna relevante quando ressaltamos que o plantio de pinus é antigo e a área em regeneração está nessa condição há relativamente pouco tempo e já mostra potencial regenerativo.

CONCLUSÃO

Após a colheita florestal (remoção dos indivíduos de *P. taeda*), a área em regeneração natural (R) apresentou riqueza de espécies e diversidade estatisticamente diferentes da floresta nativa (FN). Porém, similar ao observado na área FN, o tratamento R apresentou baixa abundância de exóticas.

Foram encontradas diferenças estatísticas na análise química do solo entre os tratamentos R e FN, mas, verificou-se que, para alguns parâmetros como: carbono orgânico, pH e capacidade de troca de cátion, os valores encontrados em R não ficaram tão discrepantes de FN como ocorreram com os valores dos demais tratamentos (P1 e P2).

Houve diferenças nos parâmetros bióticos e abióticos avaliados entre todos os tratamentos e a floresta nativa, mas vale ressaltar que os plantios comerciais acumularam um número considerável de espécies, ou seja, uma parcela importante da flora regional está colonizando estes ambientes. Encontrou-se também alta similaridade de espécies entre os tratamentos P2 e R, sugerindo que mesmo que a área em regeneração tenha sofrido colheita florestal há pouco tempo, ela apresenta uma composição de espécies comparável à de um plantio antigo.

Assim, tanto o plantio P2, quanto a área em regeneração, mesmo em situação inicial de sucessão, são importantes na conservação da biodiversidade local.

REFERÊNCIAS

- Andrae, F. H., R. Palumbo, J. N. C. Marchiori, e M. A. Durlo. 2005. O sub-bosque de reflorestamentos de pinus em sítios degradados na região da Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul. *Ciência Florestal* **15**(1):43-63.
- Aubert, E., e A. T. Oliveira Filho. 1994. Análise multivariada da estrutura fitossociológica do sub-bosque de plantios experimentais de *Eucalyptus spp.* e *Pinus spp.* em Lavras, MG. *Revista Árvore* **18**(3):194-214.
- Azevedo, T. I. N de, M. L. Sekiama, A. O. S. Vieira, e S. T. Bennemann. 2008. Descrição física da micro bacia do Ribeirão Varanal e caracterização dos trechos. Páginas: 6-14 em S. T. Bennemann, O. A. Shibatta, e, A. O. S. Vieira, editores. A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná. Londrina: EDUEL.
- Barbosa, C. E. de A., T. Benato, A. L. Cavalheiro, e J. M. D. Torezan. 2009. Diversity of Regenerating Plants in Reforestations with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze of 12, 22, 35, and 43 Years of Age in Parana State, Brazil. *Restoration Ecology* **17**(1):60-67.
- Bechara, F. C. 2003. Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no parque florestal do rio vermelho, Florianópolis, SC. 125p. Dissertação de mestrado do curso em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Santa Catarina, SC.
- Beiguelman, B. 1996. Curso prático de bioestatística. Revista Brasileira de Genética, Ribeirão Preto, 4 ed. rev.
- Calegario, N., A. L. Souza, L. C. Marangon, e A. F. Silva. 1993. Parâmetros florísticos e fitossociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamentos de *Eucalyptus*. *Revista Árvore* **17**(1):16-29.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's guide and application (available from <http://purl.oclc.org/estimates>) acessado em Dezembro de 2009.
- Dariva, G., J. Vanâncio, R. Dallatese, e J. Budke. 2009. Fitossociologia arbórea e arbustiva de espécies nativas em plantio de *Pinus* sp. numa área de transição entre Floresta Ombrófila

- Mista e Floresta Estacional no sul do Brasil. Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço - MG.
- Decocq, G., M. Aubert, F. Dupont, D. Alard, R. Saguez, e A. Wattez-Franger. 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology* **41**:1065-1079.
- Durigan, G., W. A. Contieri, A. C. G. Melo, e M. A. O. Garrido. 2004. Regeneração da mata ciliar sob plantio de *Pinus elliottii* var. *elliottii* em diferentes densidades. Páginas: 363-376 em O. Vilas Boas, e G. Durigan, editores. Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: Páginas & Letras Editora.
- EMBRAPA. 2008. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Milho e Sorgo, Sistemas de Produção, 2. Versão Eletrônica - 4ª edição. Set./2008. <<http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/milho/climaesolo.htm>>. Acessado em Janeiro de 2010.
- FAO. 2006. Food and Agriculture Organization. Global Forest Resources Assessment 2005 - Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry Paper 147, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Fenner, P. T. 2002. Compactação do solo. In: Colheita florestal. Páginas: 375-396 em C. C. Machado, editor. Editora UFV. 468p.
- Fonseca, R. C. B., e I. C. de B. Fonseca. 2004. Utilização de métodos estatísticos multivariados na caracterização do mosaico sucessional em floresta semidecidual. *Revista Árvore* **28**(3):351-359.
- Frazer, G. W., C. D. Canham, e K. P. Lertzman. 1999. Gap light analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true color fisheye photographs, users manual and program documentation. Copyright © 1999: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia and The Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Geldenhuys, C. J. 1997. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South África. *Forest Ecology and Management* **99**:101-115.

- González-Alday, J., C. Martínez-Ruiz, e F. Bravo. 2009. Evaluating different harvest intensities over understory plant diversity and pine seedlings, in a *Pinus pinaster* Ait. natural stand of Spain. *Plant Ecology* **201**:211-220.
- Guariguata, M. R., e J. M. Dupuy. 1997. Forest regeneration in abandoned logging roads in lowland Costa Rica. *Biotropica* **29**:15-28.
- <http://www.ibot.sp.gov.br/legislacao/anexo_resol_sma08-08.pdf>. Acessado em Novembro de 2009.
- <<http://www.tropicos.org/>>. Acessado em Agosto de 2009.
- Ito, S., S. Ishigami, N. Mizoue, e P. Buckley. 2006. Maintaining plant species composition and diversity of understory vegetation under strip-clearcutting forestry in conifer plantations in Kyushu, southern Japan. *Forest Ecology and Management* **231**:234–241.
- Kasenene, J. M. 2007. Impact of exotic plantations and harvesting methods on the regeneration of indigenous tree species in Kibale forest, Uganda. *African Journal of Ecology* **45**(1):41-47.
- Keenan, R., D. Lamb, O. Woldring, T. Irvine, e R. Jensen. 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in northern Australia. *Forest Ecology and Management* **99**:117-131.
- Kembel, S. W., I. Waters, e J. M. Shay. 2008. Short-term effects of cut-to-length versus full-tree harvesting on understorey plant communities and understorey-regeneration associations in Manitoba boreal forests. *Forest Ecology and Management* **255**:1848-1858.
- Lilienfein, J., W. Wilcke, M. A. Ayarza, L. Vilela, S. do C. Lima, e W. Zech. 2000. Soil acidification in *Pinus caribaea* forests on Brazilian savanna Oxisols. *Forest Ecology and Management* **128**:145-157.
- Lombardi, J. A., e J. C. Motta Júnior. 1992. Levantamento do sub-bosque de um reflorestamento monoespecífico de *Pinus elliottii* em relação às síndromes de dispersão. *Turrialba* **42**(4):438-442.
- Lopes, S. de F., A. P de Oliveira, O. C. Dias Neto, V. S. do Vale, A. E. Gusson, e I. Schiavini. 2008. Estrutura e grupos ecológicos em uma floresta estacional semidecidual em

- Uberlândia, MG. Anais do IX Simpósio Nacional Cerrado, II Simpósio Internacional Savanas Tropicais, Parla Mundo, Brasília, DF.
- Lugo, A. E. 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. *Ecological Monographs* **62**:1–41.
- Mafra, A. L., S. de F. F. Guedes, O. Klauberg Filho, J. C. P. Santos, J. A. de Almeida, e J. D. Rosa. 2008. Carbono orgânico e atributos químicos do solo em áreas florestais. *Revista Árvore* **32**(2):217-224.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey.
- Martins, A. M. 2009. O processo de regeneração natural e a restauração de ecossistemas em antigas áreas de proteção florestal. 89p. Dissertação de mestrado em Recursos Florestais - Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, SP.
- Martins, A. M., e V. L. Engel. 2007. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. *Ecological Engineering*. Amsterdam **31**:165-174.
- Melo, A. S. 2008. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica* **8**(3).
- Mendonça, F. A., e I. M. Danni-Oliveira. 2002. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do Rio Tibagi. Páginas: 63-66 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do Rio Tibagi. UEL, Londrina, Estado do Paraná, Brasil.
- Mochiutti, S., A. R. Higa, e A. A. Simon. 2008. Fitossociologia dos estratos arbóreo e de regeneração natural em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) na região da Floresta Estacional Semidecidual do Rio Grande do Sul. *Ciência Florestal*, Santa Maria **18**:207-222.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **10**:58-62.

- Nagashima, K., S. Yoshida, e T. Hosaka. 2009. Patterns and factors in early-stage vegetation recovery at abandoned plantation clearcut sites in Oita, Japan: possible indicators for evaluating vegetation status. *Journal of Forest Research* **14**:135–146.
- Nappo, M. E., A. T. Oliveira Filho, e S. V. Martins. 2000. A estrutura do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Bentham, em área minerada, em Poços de Caldas, MG. *Ciência Florestal*, Santa Maria **10**(2):17-29.
- Neri, A. V., E. P. Campos, T. G. Duarte, J. A. A. Meira Neto, A. F. Silva, e G. E. 2005. Valente Regeneração de espécies nativas lenhosas sob plantio de *Eucalyptus* em área de cerrado na Floresta Nacional de Paraopeba, MG, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*, São Paulo **19**(2):369-376.
- Noss, R. F., and A. Y. Cooperrider. 1994. Saving nature's legacy - protecting and restoring biodiversity. Island Press, Washington, D.C.
- Oberhauser, U. 1997. Secondary forest regeneration beneath pine (*Pinus kesiya*) plantations in the northern Thai highlands: a chronosequence study. *Forest Ecology and Management* **99**:171-183.
- Poggiani, F. 1995. Aspectos ambientais da exploração de florestas naturais e de plantações de eucaliptos. *Silvicultura* **16**(62):10-5.
- Poggiani, F. 1996. Monitoramento ambiental de plantações florestais e áreas naturais adjacentes. *Série Técnica IPEF* **10**(29):22-35.
- Powers, J. S., J. P. Haggar, e R. F. Fisher. 1997. The effect of overstory composition on understory woody regeneration and species richness in 7-year-old plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* **99**:43-54.
- Sá, C. F. C. de. 2002. Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema, Estado do Rio de Janeiro: II - Estrato arbustivo. *Rodriguésia* **53**(82):5-23.
- Sartori, M. S., F. Poggiani, e V. L. Engel. 2002. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. localizado no estado de São Paulo. *Scientia forestalis* **62**:86-103.

- Soil Survey Division Staff. 1993. Soil survey manual. Department of Agriculture. Handbook Soil Conservation Service, U.S.
- Souza, P. B. de, S. V. Martins, S. R. Costalonga, e G. de O. Costa. 2007a. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea do sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden em Viçosa, MG, Brasil. *Revista Árvore* **31**(3):533-543.
- Souza, P. B. de, M. Ignácio, J. C. L. Amado, M. L. Batista, F. Raggi, R. de P. Almado, e J. A. A. Meira Neto. 2007b. Grupos Ecológicos da sere sucessional de uma Floresta Estacional Semidecidual Submontana, Zona de Amortecimento do Parque Estadual do Rio Doce, MG. *Revista Brasileira de Biociências* **5**(2):222-224.
- Tabarelli, M., e W. Mantovani. 1999. A Regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* **59**(2):239-250.
- Torezan, J. M. D. 2002. Nota sobre a vegetação da bacia do Rio Tibagi. Páginas: 103-107 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do Rio Tibagi. UEL Londrina, Estado do Paraná, Brasil.
- Vaccaro, S. 1997. Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual, no município de Santa Tereza - RS. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria (RS). 104 p.
- Zanchetta, D., e L. de S. Pinheiro. 2007. Análise biofísica dos processos envolvidos na invasão biológica de sementes de *Pinus elliottii* na Estação Ecológica de Itirapina - SP e alternativas de manejo. *Climatologia e Estudos da Paisagem*. Rio Claro, **2**(1):73.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. 4th edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Ziller, S. R., e F. A. Galvão. 2002. Degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *Pinus taeda*. *Floresta* **32**(1):42-47.

ANEXOS

ANEXO A – ESPÉCIES AMOSTRADAS NAS ÁREAS P1: PLANTIOS DE *P. TAEDA* COM PREDOMÍNIO DE INDIVÍDUOS DE PINUS NO SUB-BOSQUE, P2: PLANTIOS DE *P. TAEDA* COM SUB-BOSQUE MAIS DIVERSO, R: ÁREAS EM REGENERAÇÃO E FN: FLORESTA NATIVA, NO PARQUE ECOLÓGICO DA KLABIN, FAZENDA MONTE ALEGRE, PR, BRASIL. ESPÉCIES EXÓTICAS ESTÃO INDICADAS COM UM ASTERISCO (*).

Famílias	Espécies	Áreas (tratamentos)				Forma de vida	Síndrome de dispersão	Categoria sucessional
		P1	P2	R	FN			
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand			x		Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi			x	x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.				x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Guatteria dusenii</i> R.E. Fr.	x	x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Rollinia salicifolia</i> Schltdl.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Martius				x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.				x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.		x			Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek		x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.		x		x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi				x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodin		x	x	x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	x	x	x		Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	x	x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Asteraceae	<i>Baccharis brachylaenoides</i> DC. var. <i>polycephala</i> (Sch. Bip.) G.M. Barroso		x	x		Árvore	Anemocórica	Pioneira
	<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G.M. Barroso		x			Arbusto	Anemocórica	Pioneira
	<i>Baccharis oreophila</i> Malme	x	x	x		Arbusto	Anemocórica	Pioneira
	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera subsp. <i>flocosa</i>		x			Árvore	Anemocórica	Pioneira

	<i>Heterocondylus alatus</i> (Vell.) R.M. King & H. Rob.			x		Árvore	Zoocórica	?	
	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme		x	x		Árvore	Anemocórica	Pioneira	
	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	x	x	x	x	Árvore	Anemocórica	Pioneira	
Continuação									
Famílias	Espécies	Áreas (tratamentos)				Forma de vida	Síndrome de dispersão	Categoria sucessional	
		P1	P2	R	FN				
	<i>Piptocarpha regnelii</i> (Sch. Bip.) Cabrera		x			Árvore	Anemocórica	Pioneira	
	<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch. Bip.) Baker		x		x	Árvore	Anemocórica	Pioneira	
	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H. Rob.	x	x	x	x	Árvore	Anemocórica	Pioneira	
	<i>Vernonanthura lucida</i> (Less.) H. Rob.			x		Árvore	Anemocórica	Pioneira	
	<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC.) H. Rob.		x	x		Árvore	Anemocórica	Pioneira	
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.				x	Árvore	Anemocórica	Pioneira	
	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.		x	x	x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira	
	<i>Patagonula americana</i> L.				x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira	
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira	
	<i>Maytenus dasyclados</i> Mart.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira	
	<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek		x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira	
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.		x		x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira	
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	x	x	x	x	Árvore	Anemocórica	Pioneira	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E. Schulz		x			Árvore	Zoocórica	Não-pioneira	
	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira	
	<i>Erythroxylum suberosum</i> A. St.-Hil.			x		Árvore	Zoocórica	Não-pioneira	
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.				x	Árvore	Autocórica	Não-pioneira	
	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.			x		Árvore	Zoocórica	Pioneira	
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.		x	x	x	Árvore	Zoocórica	Pioneira	
	<i>Bernardia pulchella</i> (Baill.) Müll. Arg.		x		x	Árvore	Autocórica	Não-pioneira	
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.			x		Árvore	Autocórica	Pioneira	

Indeterminada 1		x				-	-	-
Continuação								
Famílias	Espécies	Áreas (tratamentos)				Forma de vida	Síndrome de dispersão	Categoria sucessional
		P1	P2	R	FN			
Fabaceae	<i>Acacia plumosa</i> Mart. ex Colla				x	Árvore	Anemocórica	Pioneira
	<i>Acacia polyphylla</i> DC.				x	Árvore	Autocórica	Pioneira
	<i>Acacia velutina</i> DC.				x	Liana	Anemocórica	Pioneira
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart				x	Árvore	Anemocórica	Pioneira
	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record				x	Árvore	Autocórica	Não-pioneira
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan				x	Árvore	Autocórica	Não-pioneira
	<i>Cassia leptophylla</i> Vogel				x	Árvore	Autocórica	Não-pioneira
	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel		x	x	x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton				x	Arbusto	Anemocórica	Não-pioneira
	<i>Erythrina falcata</i> Benth.				x	Árvore	Autocórica	Não-pioneira
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli				x	Árvore	Autocórica	Não-pioneira
	<i>Inga marginata</i> Willd.			x		Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Inga virescens</i> Benth.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.				x	Árvore	Autocórica	Não-pioneira
	<i>Lonchocarpus subglaucescens</i> Mart. ex Benth.				x	Árvore	Autocórica	Não-pioneira
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld				x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.				x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.				x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel				x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão				x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.				x	Árvore	Autocórica	Pioneira	
<i>Pithecellobium edwallii</i> Hoehne				x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira	

Famílias	Espécies	Áreas (tratamentos)				Forma de vida	Síndrome de dispersão	Categoria sucessional
		P1	P2	R	FN			
Icacinaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	x	x	x		Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Continuação								
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	x	x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees & C. Mart. ex Nees		x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees		x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	x	x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.			x	x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Ocotea elegans</i> Mez				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez		x		x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Ocotea nutans</i> (Nees) Mez				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	x	x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Persea major</i> (Nees) L.E. Kopp			x		Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
	<i>Persea pyrifolia</i> (D. Don) Spreng.			x		Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Persea racemosa</i> Mez	x	x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Liliaceae	<i>Cordyline dracaenoides</i> Kunth		x		x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.				x	Liana	Zoocórica	Não-pioneira
Malvaceae	<i>Luehea candicans</i> Mart.				x	Arbusto	Anemocórica	Não-pioneira
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.				x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
Melastomataceae	<i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn.			x		Arbusto	Zoocórica	?
	<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.		x	x	x	Arbusto	Zoocórica	?
	<i>Leandra carassana</i> (DC.) Cogn.		x			Arbusto	Zoocórica	?
	<i>Leandra purpurascens</i> (DC.) Cogn.		x		x	Arbusto	Zoocórica	?
	<i>Leandra</i> sp.		x		x	Arbusto	-	-
	<i>Leandra sublanata</i> Cogn.				x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.		x	x		Árvore	Zoocórica	Pioneira

Continuação

Famílias	Espécies	Áreas (tratamentos)				Forma de vida	Síndrome de dispersão	Categoria sucessional
		P1	P2	R	FN			
	<i>Miconia petropolitana</i> Cogn.		x		x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin		x	x	x	Arbusto	Zoocórica	Pioneira
	<i>Tibouchina gracilis</i> (Bonpl.) Cogn.			x		Arbusto	Anemocórica	Pioneira
Meliaceae	<i>Cabralea cangerana</i> Saldanha		x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.				x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Trichilia claussenii</i> C. DC.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Monimiaceae	<i>Mollinedia blumenaviana</i> Perkins		x	x	x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
Moraceae	<i>Ficus eximia</i> Schott		x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Myrsinaceae	<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	x	x	x	x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Rapanea quaternata</i> Hassl.				x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	x	x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Myrtaceae	<i>Calyptranthes grandifolia</i> O. Berg				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O. Berg			x		Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Eugenia aurata</i> O. Berg			x		Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.			x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.				x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Eugenia moraviana</i> O. Berg		x		x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira

Continuação

Famílias	Espécies	Áreas (tratamentos)				Forma de vida	Síndrome de dispersão	Categoria sucessional
		P1	P2	R	FN			
	<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Gomidesia palustris</i> DC.	x	x			Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Myrcia bombycina</i> (O. Berg) Kiaersk.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Myrcia breviramis</i> (O. Berg) D. Legrand	x	x	x	x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.				x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.		x		x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Myrciaria ciliolata</i> (Cambess.) O. Berg		x		x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Phytolaccaceae	<i>Seguiera guaranitica</i> Speg.				x	Árvore	Anemocórica	Pioneira
Pinaceae	<i>Pinus taeda</i> L.*	x	x	x		Árvore	Anemocórica	Pioneira
Piperaceae	<i>Ottonia propinqua</i> Kunth				x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Piper crassinervium</i> Kunth				x	Arbusto	Zoocórica	Pioneira
	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth		x		x	Arbusto	Zoocórica	Pioneira
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch				x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw var. pubescens (Reissek) M.C. Johnst.				x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.		x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Prunus sellowii</i> Koehne		x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Rubus sellowii</i> Cham. & Schldl.		x	x		Arbusto	Zoocórica	?
Rubiaceae	<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze var. concolor				x	Árvore	Zoocórica	?
	<i>Palicourea australis</i> C.M. Taylor	x	x	x		Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Palicourea macrobotrys</i> (Ruiz & Pav.) DC.				x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira

Continuação

Famílias	Espécies	Áreas (tratamentos)				Forma de vida	Síndrome de dispersão	Categoria sucessional
		P1	P2	R	FN			
Rutaceae	<i>Psychotria kleinii</i> L.B. Sm. & Downs		x		x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schtdl.				x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Psychotria sessilis</i> Vell.		x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Psychotria tenerior</i> (Cham.) Müll. Arg.		x		x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	x	x	x	x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Rudgea parquioides</i> (Cham.) Müll. Arg.				x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.				x	Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.			x		Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Salicaceae	<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	x	x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	x	x	x	x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.				x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.				x	Árvore	Anemocórica	Pioneira
	Indeterminada 2				x	-	-	-
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	x	x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.				x	Arbusto	Zoocórica	Não-pioneira

Continuação

Famílias	Espécies	Áreas (tratamentos)				Forma de vida	Síndrome de dispersão	Categoria sucessional
		P1	P2	R	FN			
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk. var. <i>marginatum</i>				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Simaroubaceae	<i>Picrasma crenata</i> Engl. in Engl. & Prantl				x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.		x		x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.				x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal		x		x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Solanum bullatum</i> Vell.		x	x	x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Solanum caavurana</i> Vell.				x	Arbusto	Zoocórica	Pioneira
	<i>Solanum gemellum</i> Sendtn.				x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal				x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Solanum variabile</i> Mart.		x			Árvore	Zoocórica	Pioneira
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	x	x		x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
Symplocaceae	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand			x		Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
	<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.		x	x	x	Árvore	Zoocórica	Não-pioneira
Theaceae	<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrad.) H. Keng	x	x	x		Árvore	Anemocórica	Não-pioneira
Verbenaceae	<i>Aegiphila lhotskiana</i> Cham.			x		Árvore	Zoocórica	Pioneira
	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.				x	Árvore	Zoocórica	Pioneira
Violaceae	<i>Hybanthus bigibbosus</i> (A. St.-Hil.) Hassl.				x	Arbusto	Autocórica	Não-pioneira
	Indeterminada 3		x			-	-	-

ANEXO B – ASPECTO DAS ÁREAS ESTUDADAS, P1: PLANTIOS DE *P. TAEDA* COM PREDOMÍNIO DE INDIVÍDUOS DE PINUS NO SUB-BOSQUE, P2: PLANTIOS DE *P. TAEDA* COM SUB-BOSQUE MAIS DIVERSO, R: ÁREAS EM REGENERAÇÃO E FN: FLORESTA NATIVA. PARQUE ECOLÓGICO DA KLABIN, FAZENDA MONTE ALEGRE, PR, BRASIL.





