



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

JÉZILI DIAS

**ESPÉCIES INVASORAS EM SÍTIOS DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL DE FLORESTA ESTACIONAL**

Londrina
2011

JÉZILI DIAS

**ESPÉCIES INVASORAS EM SÍTIOS DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL DE FLORESTA ESTACIONAL**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues
Torezan

Londrina
2011

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

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

D541e	Dias, Jézili. Espécies invasoras em sítios de restauração florestal de floresta estacionai / Jézili Dias. - Londrina, 2011. 46 f. : il. Orientador: José Marcelo Domingues Torezan. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2011. Inclui bibliografia. 1. Florestas - Restauração - Teses. 2. Florestas - Plantas invasoras - Teses. 3. Reflorestamento - Paraná - Teses. 4. Capim-guine - Controle - Teses. I. Torezan, José Marcelo Domingues. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título. CDU 634.0.2
-------	---

JÉZILI DIAS

**ESPÉCIES INVASORAS EM SÍTIOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL
DE FLORESTA ESTACIONAL**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan
UEL – Londrina – PR

Profa.Dra. Vera Lex Engel
UNESP – São Paulo – SP

Edmilson Bianchini
UEL – Londrina – PR

Londrina, 08 de fevereiro de 2011.

AGRADECIMENTOS

A Duke Energy, FAUEL e ao Programa de Mestrado em Ciências Biológicas da UEL, pelo apoio financeiro para a execução deste trabalho.

Aos Professores Vera Lex Angel e Edmilson Bianchini, pelas contribuições com críticas e correções.

Ao Professor José Marcelo D. Torezan, meu orientador, pelo apoio, dedicação e principalmente paciência.

À equipe do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas; a Alba L. Cavalheiro e Odair do C. Pavão; A Gabriela O. Scolari e Gabriela R. Andrade, com quem dividi alegrias e tristezas em laboratório; Carolina C, Caineli, pela estadia e amizade; Ao Márcio S. Suganuma, pelo incentivo; Ao Erick Caldas Xavier, por acreditar e me indicar um possível orientador. Ainda a Lya Carolina da Silva, Mariana Mota, Angela C. R. Batista. Maurício Mantoani e Maria A. A. Fonte. Ao Edirlei S. de Lima pelo auxílio com a formatação.

Aos meus amigos, que mesmo de longe me apoiaram e minhas amigas e colegas de apartamento Andréa L. Boesing e Bruna B. Bevilacqua.

À minha mãe Bernadete Chojnacki e meu pai de criação Dionísio Busko, ao meu pai Osvaldo E. Dias e meu irmão Thomaz Juliano Dias. Ao meu "dzjadjo" Silvestre Chojnacki, uma das poucas pessoas que entendia a minha pesquisa.

Agradecimento especial ao Luciano de Lima Basso, por aturar a minha teimosia por quase dois anos.

DIAS, Jézili. **Espécies invasoras em sítios de restauração florestal de floresta estacional**. 2011. 46 f. Dissertação (Mestrando em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2011.

RESUMO

As espécies exóticas invasoras são a segunda maior causa da perda de biodiversidade em todo o mundo. Em áreas de restauração florestal, estas espécies, podem causar problemas, dentre estes, estão a repressão ou exclusão dos espécimes plantados por meio da competição e alterações no meio. Dentre estas espécies, estão as gramíneas exóticas invasoras e outras espécies ruderais em geral. Diante destas questões, objetivou-se neste trabalho verificar os efeitos destas espécies sobre reflorestamentos no norte do Paraná e esclarecer algumas terminologias quanto à invasão biológica. Para verificar o efeito das espécies ruderais, foram instaladas 120 parcelas (10x10m), divididas em 12 talhões com idades entre 40 e 89 meses. Em cada parcela, foram instaladas 4 subparcelas de 1m² para amostragem da biomassa seca. A abundância de gramíneas declinou com a idade dos talhões (n=12; $\beta=-0,61$; p=0,03; $r^2=0,37$) e com a porcentagem de pioneiras plantadas (Spearman, $r=-0,61$). A abundância e a biomassa de ruderais apresentaram relação positiva com a abertura do dossel (n=12; $\beta=0,58$; p=0,04; $r^2=0,34$ e n=12; $\beta=0,57$; p=0,05; $r^2=0,33$ respectivamente). No que se refere aos atributos químicos do solo a biomassa de gramíneas se relacionou positivamente com o pH e a concentração de íons K⁺, e negativamente com a concentração de Al⁺⁺⁺, (Spearman, $r=0,64$; $r=0,60$; $r=-0,75$ respectivamente). A abundância de gramíneas aumentou com a concentração de P (Spearman, $r=0,62$). Desta forma, gramíneas e espécies ruderais estão diminuindo em abundância com a idade da área restaurada. No entanto, a biomassa de gramíneas não foi explicada pela idade ou pela cobertura florestal, devido à heterogeneidade do grupo. Ainda, em análises com o *Panicum maximum* (capim-colonião), houve efeito negativo desta espécie sob a regeneração, de modo que este está dificultando a regeneração florestal, sugerindo que o controle de gramíneas, em especial desta espécie, deve ser intensificado nos primeiros anos de plantio.

Palavras-chave: Espécies exóticas Invasoras. Reflorestamento. Cobertura florestal. Fertilidade do solo.

DIAS, Jézili. **Invasive Plants on Forest Restoration Areas in Seasonal Forest, Brazil.** 2011. 46 f. Dissertação (Mestrando em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2011.

ABSTRACT

Exotic invasive species are the second greatest cause of biodiversity loss in the world. In forest restoration, these invaders can cause serious problems, like the suppression or exclusion of plants through competition and changes in the environment. Among these species, tropical invasive grasses are responsible for heavy costs and contribute to several setbacks. Given these issues, this study aimed to evaluate the effects of preexistent nonnative species on forest restoration in semideciduous Atlantic Forest. To check for the effect of invasive plants, we installed 120 plots (10x10m), divided into 12 native species reforestation sites aged from 40 to 89 months. Four subplots (1m²) per plot were installed to estimate herb dry biomass. Grass abundance declined with age of the sites ($n=12$; $\beta=-0,61$; $p=0,03$; $r^2=0,37$) and with the percentage of planted pioneer trees (Spearman, $r=-0,61$). Abundance and biomass of non-grass ruderal species showed a positive relationship with canopy openness ($n=12$; $\beta=0,58$; $p=0,04$; $r^2=0,34$ e $n=12$; $\beta=0,57$; $p=0,05$; $r^2=0,33$ respectively). Soil fertility and grass biomass were positively related, markedly due to K⁺ concentration (Spearman, $r=0,60$) and grasses abundance increased with the P concentration (Spearman, $r=0,62$). Grass abundance declined with age of the areas, but grass biomass was not explained nor by age or by canopy openness *Panicum maximum* Jacq. (guinea grass) and the native regeneration was affected negatively by this grass. The results suggest that, while some grasses show strong detrimental effects on the regeneration, non-grass ruderal species are not necessarily a concern.

Key-words: Alien Species, canopy openness, soil fertility, *Panicum maximum*.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Área, idade e localização dos reflorestamentos na margem paranaense do Reservatório de Capivara, PR/SP, Brasil.....	21
Tabela 2 – Idade, Abertura de dossel, densidade e biomassa de gramíneas e outras ruderais em áreas de restauração de Floresta Estacional no norte do Paraná	25
Tabela 3 – Riqueza de regenerantes nativas e exóticas em áreas de restauração de diferentes idades de Floresta Estacional no norte do Paraná.....	28
Tabela 4 – Resultado da Análise do solo em áreas de restauração de floresta estacional com diferentes idades em áreas de restauração de floresta estacional	30
Tabela 5 – Resultado da matriz de correlação de Spearman para as variáveis em áreas de restauração de Floresta Estacional. Onde Cob= Cobertura; Ab= Abundância; Bio=Biomassa;* correlação significativa a $p<0,05$	30

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Reservatório de Capivara, no norte do estado do Paraná, Brasil. As letras marcam os municípios de (a) Alvorada do Sul, (b) Primeiro de Maio, (c) Sertaneja, (d) Rancho Alegre e Sertanópolis (e), onde localizam os reflorestamentos estudados. Fonte: Adaptado de Suganuma (2008)..... 20
- Figura 2** – Uma das áreas de estudo (83 meses) no Reservatório de Capivara em Rancho Alegre, PR. Fonte: Gabriela O. Scolari, 2010 22
- Figura 3** – Densidade gramíneas em diferentes idades de dossel de reflorestamentos de Floresta Estacional no norte do Paraná Paraná (n=12; $\beta=0,58$; $p=0,04$; $r^2=0,34$) 26
- Figura 4** – Densidade de outras ruderais em diferentes aberturas de dossel de reflorestamentos de Floresta Estacional no norte do Paraná Paraná (n=12; $\beta=0,58$; $p=0,04$; $r^2=0,34$) 26
- Figura 5** – Biomassa de outras ruderais em diferentes idades de reflorestamentos de Floresta Estacional no norte do Paraná Paraná (n=12; $\beta= 0,57$; $p = 0,05$; $r^2=0,33$) 27
- Figura 6** – Média da abertura de dossel e idade dos reflorestamentos de Floresta Estacional no norte do Paraná (n 12; $\beta -0,61$; $p 0,03$; $r 0,37$) 28
- Figura 7** – Regenerantes nativas e abundância de *P. máxima* em diferentes idades em plantios de reflorestamentos no norte do Paraná (n=12; $\beta=0,63$; $p=0,02$; $r^2=0,40$)..... 29
- Figura 8** – Regenerantes nativas e biomassa de *P. máxima* em diferentes idades em plantios de reflorestamentos no norte do Paraná (n=12; $\beta=0,74$; $p=0,005$; $r^2=0,55$) 29

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	10
REFERÊNCIAS	15
ARTIGO – EFEITO DE GRAMÍNEAS E OUTRAS RUDERAIS EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL	17
1 INTRODUÇÃO	18
2 MATERIAL E MÉTODOS	20
2.1 SÍTIOS DE ESTUDO.....	20
2.2 COLETAS DE DADOS.....	22
2.2.1 Dados Dendométricos	23
2.2.2 Biomassa, Riqueza e Abundância das Espécies Invasoras.....	23
2.2.3 Abertura de Dossel	23
2.2.4 Regeneração Florestal	24
2.2.5 Fertilidade do Solo	24
2.3 ANÁLISE DE DADOS.....	24
3 RESULTADOS	25
3.1 RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES INVASORAS	25
3.2 BIOMASSA DAS ESPÉCIES INVASORAS	27
3.3 ABERTURA DO DOSEL	27
3.4 REGENERAÇÃO FLORESTAL	28
3.5 FERTILIDADE DO SOLO.....	30
4 DISCUSSÃO	31
4.1 RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES INVASORAS	31
4.2 BIOMASSA DAS ESPÉCIES INVASORAS	31
4.3 ABERTURA DO DOSEL	34
4.4 REGENERAÇÃO FLORESTAL	35

4.5 FERTILIDADE DO SOLO	36
4.6 IMPLICAÇÕES PRÁTICAS PARA A RESTAURAÇÃO FLORESTAL	36
CONCLUSÃO	38
REFERÊNCIAS	39
APÊNDICES	42
APÊNDICE A – Classificação das espécies arbóreas plantadas nos reflorestamentos no norte do Paraná. Onde, NP: não pioneira; P: Pioneira	43
APÊNDICE B – Espécies Ruderais em áreas de restauração de floresta estacional: F=Forma de vida;	44

INTRODUÇÃO GERAL

A dispersão natural das espécies é a propagação que cada espécie animal ou vegetal realiza como resposta à necessidade de colonizar novos habitats (Loockwood *et al.*, 2007). Esta dispersão é limitada pelo potencial biótico da espécie, que envolve a capacidade reprodutiva e adaptativa da espécie, pelos recursos de deslocamento destas e pelas barreiras geográficas, como rios, montanhas, entre outros.

No que se refere às barreiras geográficas, eventos climáticos e geológicos podem remover estas barreiras, promovendo uma expansão geográfica das espécies. Como exemplo tem-se a emersão do Istmo do Panamá, onde as Américas foram conectadas e houve a passagem predominantemente de mamíferos para a América do Sul e de aves e plantas para a América do Norte. Estes eventos são diferentes do aumento do movimento das espécies entre as barreiras geográficas que ocorreu quando o homem adquiriu a habilidade de se deslocar entre os continentes (Loockwood *et al.*, 2007).

Para Kageyama *et al.*, (2003), a intervenção humana promove uma desestabilização dos ecossistemas naturais, e fenômenos como a fragmentação de remanescentes naturais criam oportunidades para a entrada de espécies consideradas indesejadas.

As espécies que conseguem superar as barreiras naturais e surgem em outros continentes ou regiões biogeográficas, sem que pertençam à biota do local, não sendo, portanto, autóctones, nativas ou indígenas, são consideradas espécies exóticas (Lorenzi *et al.*, 2003).

Estas espécies podem ser trazidas ao novo ambiente pela ação antrópica de forma acidental (espécies que vem "de carona", aderidas às vestimentas, em animais ou por vetores como navios) ou intencionalmente (quando são úteis na alimentação, ornamentação, arborização urbana etc. (Loockwood *et al.*, 2007).

Atualmente, as espécies exóticas invasoras (EEI) são a segunda maior causa de perda de biodiversidade no mundo, abaixo apenas da fragmentação de habitats (Ziller, 2001; Primack e Rodrigues, 2002). Processos de invasão biológica podem levar ao desaparecimento local de espécies nativas, devido à capacidade de promover alterações no funcionamento do ecossistema (ciclos biogeoquímicos, microclima, etc.) (Mack *et al.*, 2000).

É difícil identificar os mecanismos que fazem com que uma espécie se torne superabundante (Seastedt, 2009). Embora nem toda espécie exótica seja invasora, a possibilidade de uma espécie vir a sê-la depende das suas características fisiológicas e ecológicas, bem como das características do novo ambiente (Espínola e Júlio, 2007), da espécie introduzida além das interações ecológicas, e do histórico do habitat no qual esta foi inserida (Loockwood *et al.*, 2007), porque nenhuma espécie pode maximizar o seu crescimento e reprodução em todos os ambientes (Funk e Vitousek, 2007).

Dentre as principais características que podem estar relacionadas com a capacidade de invasão, pode-se destacar o crescimento rápido, a produção abundante de propágulos e a carga de poucos patógenos (Seastedt, 2009). Mas é muito difícil sugerir padrões gerais de características de invasoras, dada a diversidade das espécies e dos ambientes (Loockwood *et al.*, 2007; Van Kleunen *et al.*, 2010).

Não são apenas os ambientes ricos em recursos suscetíveis às espécies invasoras, embora esta condição possa favorecer a entrada destas (Loockwood *et al.*, 2007). Espécies invasoras podem colonizar também ambientes mais restritivos, demonstrando alta eficiência na captação de recursos, (Funk e Vitousek, 2007). Um das razões do grande poder competitivo de certas plantas invasoras é a adaptabilidade ou plasticidade destas frente às condições ambientais do novo sítio (Gonçalves *et al.*, 2003; Loockwood *et al.*, 2007).

Os ecólogos classificam as plantas conforme a capacidade destas em persistir num ambiente rico em recursos (competidoras) ou em ambientes pobres em recursos (tolerantes ao estresse). As tolerantes ao estresse podem ser subdivididas em "ruderais" e "intermediárias", conforme a capacidade de aproveitar as perturbações físicas do novo ambiente. (Seastedt, 2009).

Há ainda muita confusão com relação aos termos empregados na discussão sobre a invasão biológica, diante disso, conceituamos os termos aqui utilizados, com base em autores como Ziller (2001), Bechara (2003), Lorenzi (2006), Bredow (2007), Carpanezzi (2007), Heger e Trepl (2003) Matos e Pivello (2009):

- Espécie Nativa: própria da região, indígena ou autóctone;
- Espécie Exótica: Inserida, transportada intencionalmente ou acidentalmente pelo homem, fora de seu limite de ocorrência natural;

- o Espécie Exótica Casual: Espécie que está fora de seu ambiente de origem, sem a capacidade de formar população persistente;
 - o Espécie Estabelecida ou Naturalizada: Espécie exótica que consegue se reproduzir e estabelecer populações auto-sustentáveis, formando população persistente e de convívio com a comunidade nativa, sem invadir o ecossistema natural ou antrópico;
 - o Espécie Exótica Invasora (EEI): Espécie exótica que, sem a intervenção direta do homem, avança sobre as populações locais e ameaça habitats naturais ou seminaturais, causando impactos ambientais, econômicos, sociais e/ou culturais. Desenvolve ainda altas taxas de crescimento, reprodução e dispersão.
- Espécies ruderais ou sinantrópicas: Ocupam ambientes sujeitos à perturbação antrópica, e ambientes artificiais. No momento em que a perturbação cessa, tendem ao declínio.
 - Espécie Superdominante: Comportamento invasor de uma espécie nativa mediante um desequilíbrio ambiental;
 - Invasão Biológica: Aumento do número de indivíduos de espécies exóticas, que atingem altas densidades e acabam por causar danos às espécies locais, afetando o ecossistema de uma forma negativa, gerando custos ambientais, sociais e econômicos,

Dentre as espécies invasoras, as gramíneas apresentam características relacionadas com o potencial de invasão, tais como a produção de sementes com tamanho reduzido e em grande quantidade que são dispersas pelo vento, têm maturação precoce, formação de banco de sementes com grande longevidade no solo, reprodução por sementes e por brotação, longos períodos de floração e frutificação. Além disso, apresentam crescimento rápido e adaptação a áreas degradadas, eficiência na dispersão de sementes e no sucesso reprodutivo e, em alguns casos, produção de compostos alelopáticos que impedem o crescimento de plantas de outras espécies nas imediações (Ziller, 2001).

Muitas espécies de gramíneas africanas foram introduzidas deliberadamente em diversas partes do mundo para produção de forragem para animais, com fins de recuperação de áreas de pastagem ou degradadas pela seca, ou entraram no país juntamente

com outros produtos importados, escapando da detecção. Muitas destas invadiram ambientes naturais, representando uma grande ameaça à biodiversidade, uma vez que causam alterações nos processos ecológicos no local onde se inseriram. Exemplos comuns de gramíneas invasoras, introduzidas nesta situação no Brasil são *Brachiaria mutica* (Forssk.), Stapf (capim-angola), *Panicum maximum* Jacq. (capim-colonião), *Cenchrus ciliaris* L. (capim-búfalo), *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov. (capim-kikuyu), *Eragrostis piana* Nees (capim-annoni), *Hyparrhenia rufa* Stapf (capim-jaraguá), *Meibomia minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura) e *Cynodon dactylon* (L.) Pers. (capim-bermuda). (Ziller, 2001; Espíndola *et al.*, 2005; IUCN, 2009).

Há também, neste cenário, espécies arbóreas introduzidas no Brasil para diversos fins, como alguns pinheiros (*Pinus elliottii* Engelm., *P. taeda* L.), a casuarina (*Casuarina equisetifolia* L.), o cinamomo (*Meibomia azedarach* L.), a uva-do-japão (*Hovenia dulcis* Thunb.), o amarelinho (*Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth), a goiabeira (*Psidium guajava* L.), a vassoura vermelha (*Dodonaea viscosa* (L.) Jacq.), o alfeneiro ou ligustro (*Ligustrum japonicum* Thunb.), *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. (Leucena) entre outros (Ziller, 2001; Espíndola *et al.*, 2005; IAP, 2005).

Para Engel e Parrota (2003), a automanutenção de um ecossistema em uma condição relativamente estável pressupõe que as espécies dominantes podem se regenerar e se manter dominantes por um prazo longo; já em ecossistemas degradados isso não ocorre, assim como a colonização por espécies arbóreas e a sucessão secundária é impedida ou dificultada devido a limitações no ambiente físico e biótico.

Em baixas condições de disponibilidade de água e nutrientes, as plantas invasoras podem competir com as espécies arbóreas por estes recursos, podendo gerar deficiências principalmente na fase de estabelecimento das florestas (Gonçalves *et al.*, 2003).

Em áreas de restauração ambiental as espécies invasoras são consideradas um grande problema, especialmente nas fases iniciais, pois podem provocar a repressão e exclusão dos espécimes plantados por competição, além de alterarem a forma com que os nutrientes circulam no meio (Hooper e Vitousek, 1997; Lockwood *et al.*, 2007; IUCN, 2009). Podem, ainda, servir como uma barreira para a regeneração natural das espécies, dificultando o contato do propágulo com o solo pela alta biomassa (especialmente de gramíneas) e provocando falhas no recrutamento de plântulas por meio da competição (Engel e Parrota, 2003), interferindo desta forma nos objetivos da restauração.

A intensa luminosidade em locais degradados propicia o predomínio de espécies herbáceas exóticas, mas com o avanço da sucessão em florestas secundárias há uma tendência de redução destas espécies (Meiners *et al.*, 2002) e aumento dos indivíduos arbóreos (Baider *et al.* 2001). Diante disso, Cavalheiro *et al.*, (2002) sugerem a utilização de ao menos 50% de espécies de rápido desenvolvimento (em altura e formação de copa) nas misturas de espécies utilizadas na restauração florestal, visando controlar precocemente herbáceas invasoras, por meio do sombreamento.

Em qualquer habitat é notável que uma única espécie pode vir a afetar uma grande variedade de componentes do ecossistema, como as reservas de carbono, abaixo e acima da superfície, o ciclo do nitrogênio e a produtividade primária líquida. Uma maior diversidade vegetal implica no acesso a uma maior proporção dos recursos disponíveis por um número maior de espécies, levando a um aumento dos recursos totais absorvidos pelas plantas, com menores perdas de nutrientes no ecossistema (Hooper e Vitousek, 1997; Tilman *et al.*, 1997).

Segundo Meiners *et al.*, (2001), não é a invasão de uma planta exótica, por si só, que poderia reduzir a riqueza das espécies, mas a dominância de espécies exóticas, que pode resultar em redução da riqueza de espécies.

Para Erasmo *et al.* (2004), o grau de competição exercido pelas espécies invasoras varia com a composição florística e com o tipo e a intensidade de manejo utilizado no local, bem como a composição das espécies invasoras pode depender de condições abióticas, a exemplo de mudanças microclimáticas em bordas situadas a norte-leste ou oeste-sul de fragmentos de floresta na América do Norte, resultando em diferentes graus de invasão em um mesmo fragmento (Brothers e Spingarn, 1992).

Independente do foco das atividades seja o manejo de herbáceas invasoras e a restauração de ecossistemas propriamente dita, ações são necessárias para restaurar as comunidades nativas e a funcionalidade dos ecossistemas invadidos. Somente o desenvolvimento de métodos e estratégias de restauração de ecossistemas em conjunto com boas práticas de manejo de herbáceas invasoras resultarão em maior redução no impacto de espécies exóticas invasoras na biodiversidade e nos processos do ecossistema (Reid *et al.*, 2009).

Dentro deste contexto, este trabalho tem como objetivo verificar os padrões de ocorrência de espécies invasoras em resposta à idade do plantio, à abertura de dossel e à fertilidade do solo.

REFERÊNCIAS

- Baider, C., Tabarelli, M. e Mantovani, W. 2001. The soil seed bank during atlantic forestregeneration in southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* **61**: 35-44.
- Brothers, T. e Spingarn, A. 1992. Forest Fragmentation And Alien Plant Invasion of Central Indiana Old-Growth Forests. *Conservation Biology* **6**: 91-100.
- Bechara, F. C. 2003. Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. Dissertação (mestrado) em Biologia Vegetal pela Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil.
- Bredow, E. A. 2007. Atributos do solo em áreas de ocorrência de *Tecoma stans* (L.) Juss. ex. Kunth (Bignoniaceae) no estado do Paraná. Dissertação (mestrado) Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
- Carpanezzi, O. T. B. 2007. Espécies vegetais exóticas no Parque Estadual de Vila Velha: subsídios para controle e erradicação. Monografia de especialização em Análise Ambiental pela Universidade Federal do Paraná. Curitiba - PR.
- Cavalheiro, A. L., Torezan, J. M. D e Fadelli, L. 2002. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. Em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do rio Tibagi. Londrina, PR.
- Engel, V. L. e Parrotta, J. A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. Em P. Y. Kageyama, R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel e F. B. Gandara, editores. Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. Botucatu, SP.
- Erasmoo, E. A. L., Pinheiro, L. L. A. e Costa, N. V. 2004. Levantamento fitossociológico das comunidades de plantas infestantes em áreas de produção de arroz irrigado cultivado sob diferentes sistemas de manejo. *Planta Daninha* **22**: 195-201.
- Espindola, M. B., Bechara, F. C., Bazzo, M. C. e Reis, A. 2005. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. *Biotemas* **18** (1): 27 - 38.
- Espínola, A. L. e Júlio, H. F. 2007. Espécies invasoras: Conceitos, modelos e atributos. *Interciencia*, **32** (09):580-585.
- Funk, L. J. e Vitousek, P. M. 2007. Resource-use efficiency and plant invasion in low-resource systems. *Nature Letters* **446** (26): 1079-1081.
- Gonçalves J. L. M., Nogueira Jr, L. R. e F. Ducatti, F. 2003. Recuperação de solos degradados. *Páginas*: 111 - 163. P. Y. Kageyama, R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel e F. B. Gandara, editores. Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. Botucatu, SP.
- Heger, T. e Trepl, L. 2003. Predicting biological invasions. *Biological Invasions*. **5**: 313-321.
- Hooper, D. U. e Vitousek, P.M. 1997. The Effects of Plant Composition and Diversity on Ecosystem Processes. *Science* **277** (5330): 1302-1305.

- IAP - Instituto Ambiental do Paraná – Portaria IAP N° 192, de 02 de dezembro de 2005.
- IUCN - International Union for Conservation and Nature. Global Invasive Species Programm. Disponível em <www.gisp.org>. Acesso em: 13 de maio de 2009.
- Kageyama, P., Gandara, F. B e Oliveira R. E. 2003. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. Páginas: 27-48 em P. Y. Kageyama, R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel e F. B. Gandara, editores. Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. Botucatu, SP.
- Lockwood, L., Hoopes, M. F. e Marchetti, M. P. 2007. Invasion ecology. Blackweel publishing. Austrália, 304 p.
- Lorenzi, H. Manual de identificação e controle de plantas daninhas. 2006. Instituto Plantarum. Nova Odessa, SP, 6ª ed.
- Lorenzi, H., Souza, H. M., Torres, M. A. V. e Bach, L. B. 2003. Árvores exóticas no Brasil. Nova Odessa: Plantarum.
- Mack, R. N. Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M. e Bazzaz, F. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* **10**: 689-710.
- Matos, D. M. F. e Pivello, V. R. 2009. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres - alguns casos brasileiros. *Ciência e Cultura: Temas e Tendências* **61** (1): 27-30
- Meiners, S. J., Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L. 2001. Effects of plant invasions on the species richness of abandoned agricultural land. *Ecography* **24**: 633-644.
- Meiners, S. J., Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L. 2002. Exotic plant invasions over 40 years of old field successions: community patterns and associations. *Ecography* **25**: 215-223.
- Primack, R.B. e Rodrigues, E. 2002. *Biologia da conservação*. Londrina, Editora Vida. 328p.
- Seastedt, T. 2009. Traits of plant invaders. *Nature* **459** (11):783-784
- Reid, A. M., Morin, L., Downey, P.O., French, K., e Virtue, J. G. 2009. Does invasive plant management aid the restoration of natural ecosystems? *Biological Conservation* **142** (10): 2342-2349
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M. e Siemann, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* **277** (29): 1300-1302.
- Van Kleunen, M., Webwe, E. e Fischer, M. A. 2010. Meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters*, **13**: 235-245.
- Ziller, S. R. 2001 Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. *Ciência Hoje* **30** (178): 77-79.

**EFEITO DE GRAMÍNEAS E OUTRAS RUDERAIS EM ÁREAS DE
RESTAURAÇÃO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Jézili Dias; José Marcelo Domingues Torezan

Artigo a ser submetido a Restoration Ecology

EFEITO DE GRAMÍNEAS E OUTRAS RUDERAIS EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

Jézili Dias¹; José Marcelo Domingues Torezan^{1, 2}

Resumo

Dentre os empecilhos para a restauração florestal, está a invasão por espécies indesejáveis, entre elas gramíneas exóticas e outras espécies ruderais. Objetivou-se neste trabalho verificar os efeitos destas espécies sobre reflorestamentos no norte do Paraná. Para tanto, foram instaladas 120 parcelas (10x10m), divididas em 12 talhões com idades entre 40 e 89 meses. Em cada parcela, foram instaladas 4 subparcelas de 1m² para amostragem da biomassa seca. A abundância de gramíneas declinou com a idade dos talhões ($n=12$; $\beta=-0,61$; $p=0,03$; $r^2=0,37$) e com a porcentagem de pioneiras plantadas (Spearman, $r=-0,61$). A abundância e a biomassa de ruderais apresentaram relação positiva com a abertura do dossel ($n=12$; $\beta=0,58$; $p=0,04$; $r^2=0,34$ e $n=12$; $\beta=0,57$; $p=0,05$; $r^2=0,33$ respectivamente). No que se refere aos atributos químicos do solo a biomassa de gramíneas se relacionou positivamente com o pH e a concentração de íons K^+ , e negativamente com a concentração de Al^{++} , (Spearman, $r=0,64$; $r=0,60$; $r=-0,75$ respectivamente). A abundância de gramíneas aumentou com a concentração de P (Spearman, $r=0,62$). Desta forma, gramíneas e espécies ruderais estão diminuindo em abundância com a idade da área restaurada. No entanto, a biomassa de gramíneas não foi explicada pela idade ou pela cobertura florestal, devido à heterogeneidade do grupo.

Palavras-chave: Espécies exóticas invasoras. Reflorestamento. Cobertura florestal. Fertilidade do solo.

1 INTRODUÇÃO

As espécies exóticas são aquelas oriundas de outros continentes ou países que não pertencem à flora do local onde foram inseridas, não sendo, portanto, nativas ou indígenas (Lorenzi *et al.*, 2003). Mas nem toda espécie introduzida é invasora, já que a possibilidade desta espécie exótica se tornar invasora vai depender das suas características fisiológicas e ecológicas para aclimatar-se ao novo ambiente (Espínola e Júlio, 2007), além das próprias características ambientais e da interação entre estes determinantes (Loockwood *et al.*, 2007).

¹ Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina. autor para correspondência: torezan@uel.br

As gramíneas apresentam características relacionadas com o potencial de invasão, como a produção de sementes de pequeno tamanho em grande quantidade, com maturação precoce, dispersão por vento, formação de banco de sementes com grande longevidade no solo, reprodução por sementes e por brotação, longos períodos de floração e frutificação. Além do crescimento rápido, e adaptação a áreas degradadas, as gramíneas apresentam também grande eficiência na dispersão de sementes e no sucesso reprodutivo e, em alguns casos, produção de compostos alelopáticos que impedem o crescimento de plantas de outras espécies nas imediações (Ziller, 2001).

Inúmeras gramíneas africanas foram introduzidas deliberadamente em diversas partes do mundo para produção de forragem para animais, com fins de recuperação de áreas de pastagem ou degradadas pela seca, ou entraram no país, juntamente com outros produtos importados, escapando da detecção. Muitas destas invadiram ambientes naturais, onde representam uma grande ameaça à biodiversidade, uma vez que causam alterações nos processos ecológicos do local onde se inseriram. Exemplos comuns de gramíneas invasoras no Brasil são: *Brachiaria mutica* (Forssk.). Stapf (capim-angola), *Panicum maximum* Jacq. (capim-colonião), *Cenchrus ciliaris* L. (capim-búfalo), *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov. (capim-kikuyu), *Eragrostis plana* Nees (capim-annoni), *Hyparrhenia rufa* Stapf (capim-jaraguá), *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura) e *Cynodon dactylon* (L.) Pers. (capim-bermuda). (Ziller, 2001; Espíndola *et al.*, 2005; IUCN, 2009).

Nas áreas de restauração florestal, as espécies invasoras, como as gramíneas exóticas são um grande problema, porque podem provocar a repressão e exclusão dos espécimes plantados, através da competição, além de possuírem características que alteram a forma com que os nutrientes circulam no meio (Hooper e Vitousek, 1997; Loockwood *et al.*, 2007; IUCN, 2009), interferindo desta forma nos objetivos da restauração, podendo definir o insucesso deste.

Para minimizar estes efeitos, Cavalheiro *et al.* (2002), sugerem o plantio de reflorestamentos com ao menos 50% de espécies de mudas de desenvolvimento rápido (em altura e formação de copas) para sombreamento da área e redução de gramíneas, e para áreas fortemente ocupadas por gramíneas, o plantio de 100% de espécies de desenvolvimento rápido (entre elas pioneiras e secundárias iniciais) e adensado (1,5 x 1,5m e 2,0 x 3,0m para capina manual e mecânica respectivamente), com posterior enriquecimento com espécies clímaxes e tardias entre as linhas.

Partindo dos pressupostos acima e considerando as características das espécies invasoras e a invasão em áreas de restauração florestal, realizou-se este trabalho com fins de verificar os padrões das espécies invasoras em relação à idade do plantio, abertura de dossel e fertilidade do solo.

Por meio de dois grupos foram lançadas as seguintes hipóteses: Gramíneas e outras ruderais (exceto as gramíneas) tendem a diminuir nas áreas de restauração florestal conforme o avançar da idade e fechamento de dossel nos reflorestamentos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 SÍTIOS DE ESTUDO

O estudo foi realizado no lado paranaense do reservatório de Capivara no Rio Parapanema (Figura 1), nos municípios de Alvorada do Sul, Primeiro de Maio, Sertaneja, Sertanópolis e Rancho Alegre em doze sítios de estudo (Tabela 1).

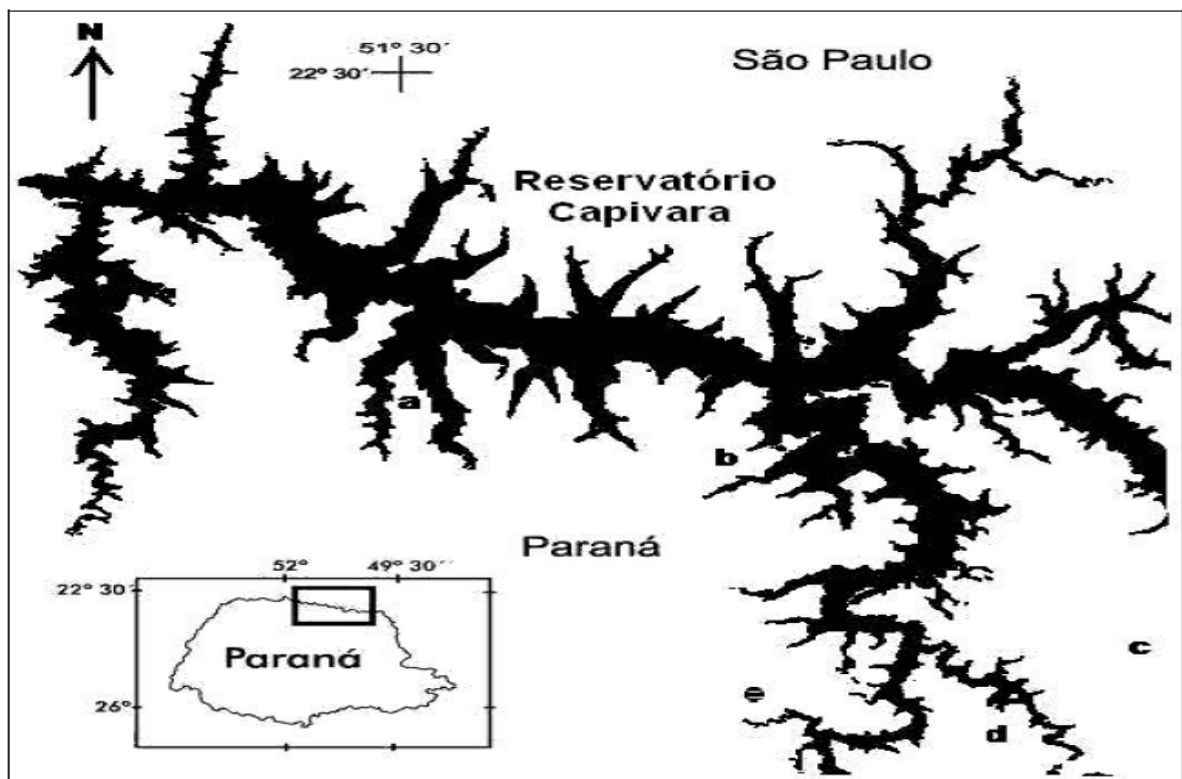


Figura 1 – Reservatório de Capivara, no norte do estado do Paraná, Brasil. As letras marcam os municípios de (a) Alvorada do Sul, (b) Primeiro de Maio, (c) Sertaneja, (d) Rancho Alegre e Sertanópolis (e), onde localizam os reflorestamentos estudados. Fonte: Adaptado de Sukanuma (2008).

Tabela 1 – Área, idade e localização dos reflorestamentos na margem paranaense do Reservatório de Capivara, PR/SP, Brasil.

Talhão	Área Total (ha)	Cidade	Localização	Idade (meses)	Pioneiras Plantadas	Riqueza de árvores plantadas	Abundância de árvores plantadas
T1	11,78	Rancho Alegre	Rio Tibagi	74	83%	25	138
T2	18,99	Rancho Alegre	Rio Tibagi	75	83%	21	169
T3	13,37	Rancho Alegre	Rio Congonhas	83	70%	34	293
T4	17,90	Sertaneja	Rio Tibagi	71	87%	15	216
T5	46,70	Sertaneja	Rio Tibagi	76	84%	20	155
T6	7,80	Alvorada do Sul	Ribeirão Bonitinho	65	67%	30	171
T7	17,87	Primeiro de Maio	Rio Paranapanema	57	61%	26	165
T8	18,09	Rancho Alegre	Rio Tibagi	62	82%	22	155
T9	33,40	Sertanópolis	Rio Tibagi	89	81%	15	123
T10	30,00	Primeiro de Maio	Rio Paranapanema	86	91%	11	169
T11	12,27	Rancho Alegre	Rio Congonhas	64	56%	25	131
T12	22,04	Primeiro de Maio	Córrego do Jacu	40	78%	29	139

As áreas utilizadas para este trabalho eram compostas originalmente por floresta Estacional Semidecidual (Torezan, 2002), sendo convertidas posteriormente às culturas agrícolas de milho e soja. O clima da região é classificado como Cfa, zona tropical marginal com clima seco no inverno, sendo que o mês mais chuvoso corresponde ao verão. A temperatura média do mês mais quente está acima dos 22°C. Os solos da região são classificados como latossolo roxo eutrófico, originado em derrames basálticos, tendo grande fertilidade natural (Stipp, 2002).

Os sítios de estudo são constituídos de reflorestamentos de diversas idades (Figura 2), realizados pelo Consórcio Intermunicipal da Bacia Capivara e pela Duke Energy International, com acompanhamento técnico do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE).

Atualmente estas áreas são compostas por reflorestamentos com espécies nativas da floresta estacional semidecidual (Apêndice A), de acordo com o modelo de Cavalheiro *et al.*, (2002) que utiliza uma grande proporção de espécies de desenvolvimento rápido (pioneiras secundárias iniciais), para o rápido controle de gramíneas por sombreamento. Os reflorestamentos foram realizados por meio de preparação mecanizada do terreno e plantio manual, com espaçamentos de 2,0 x 3,0m, com irrigação diretamente nas covas nas primeiras 27 semanas, quando necessário, sem utilização de qualquer tipo de adubação. O controle de plantas invasoras foi realizado por meio de roçada mecanizada nas entrelinhas (roçadeira acoplada à tomada de força do trator) com corte na altura média de 20cm, e capina manual na linha de plantio com largura de faixa de 1m no primeiro ano e coroamento das mudas com 0,5 a 0,6m de diâmetro a partir do segundo ano, até a muda

ultrapassar 2m de altura. As atividades de manutenção foram suspensas por volta dos 18-20 meses, quando as copas dos indivíduos plantados passaram a fechar a entrelinha.

Neste estudo, o plantio mais antigo tem 89 meses e o mais recente 40 meses, não tendo em seus históricos perturbações por fogo ou corte raso de espécies.



Figura 2 – Uma das áreas de estudo (83 meses) no Reservatório de Capivara em Rancho Alegre, PR.

Fonte: Gabriela O. Scolari (2010).

2.2 COLETAS DE DADOS

Foram selecionados 12 sítios com diversas idades, com tamanho superior a 7 hectares, divididas em um intervalo de 40 a 89 meses, com o histórico anterior ao plantio de agricultura branca. Em cada um destes, foram instaladas dez parcelas de 10x10m, com uma distribuição mínima de 20m da borda do reflorestamento e o reservatório, tendo ainda 20m de distância entre si. Todas as parcelas foram registradas por meio do GPS e as coordenadas geográficas foram transferidas para um sistema de informação geográfica (SIG).

2.2.1 Dados Dendométricos

Em cada parcela foram coletados a altura, o diâmetro na base e o diâmetro a 1,30m do solo dos indivíduos plantados.

A biomassa do reflorestamento foi mensurada por meio de equações específicas, com a medida do diâmetro a altura do peito (DAP>0,5) e altura dos espécimes plantados de acordo com Jardim (2006).

Ainda, os exemplares plantados foram classificados em pioneiras e não pioneiras seguindo informações do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE), da Universidade Estadual de Londrina (UEL), para posterior análise da porcentagem de pioneiras plantadas.

2.2.2 Biomassa, Riqueza e Abundância das Espécies Invasoras

Para verificar a biomassa seca aérea das espécies invasoras foram instaladas quatro subparcelas de 1x1m, em cada canto da parcela, onde foram coletados para pesagem todas os exemplares de acordo com Gardner (1986), com altura mínima de 10cm excetuando árvores nativas e cipós lenhosos nativos.

Foram consideradas as ocorrências das gramíneas e outras ruderais. Cada exemplar foi considerado como uma ocorrência, para as gramíneas toda a porção superior da planta acima do solo que pode ser separada fisicamente, foi contado como um único indivíduo.

Foram levados ao laboratório todos os indivíduos coletados, onde foram separados por espécie e colocados em sacos de papel e secados em estufa a 85° C até peso constante. A pesagem de todo o material deu-se em balança analítica e para se obter o peso seco do material que ultrapassou 400gramas, foi retirada uma alíquota e levada à estufa, para determinação do teor de água, com posterior realização desta proporção para o restante do material.

2.2.3 Abertura de Dossel

A abertura de dossel foi estimada por meio de fotografias hemisféricas, com a lente olho de peixe de 8mm acoplada à máquina fotográfica, sempre tomadas a 1 metro do

solo, analisadas com auxílio do programa Gap Light Analyzer vs. 2.0, os dados são apresentados em porcentagem.

2.2.4 Regeneração Florestal

Todos os regenerantes lenhosos com mais de dez centímetros de altura na parcela de 10mx10m foram amostrados, com auxílio de um bastão graduado. A identificação dos regenerantes foi efetuada em campo.

2.2.5 Fertilidade do Solo

As amostras de solo foram coletadas nas quatro subparcelas, sendo coletadas de 0 a 20 cm de profundidade e misturadas ainda em campo, formando uma única amostra composta. Cada amostra composta de solo conteve 500 gramas aproximadamente e que representou toda a parcela maior.

Estas foram enviadas ao Instituto Agrônômico do Paraná (IAPAR) em Londrina para a análise química de rotina afim de determinação dos nutrientes disponíveis: Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Enxofre (S) e Magnésio (Mg^{++}), carbono orgânico(C), alumínio trocável (Al) e Acidez potencial (H+Al), grau de acidez (pH), Soma e Saturação de Bases (T e V).

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Os dados foram analisados utilizando cada sítio ou talhão como unidade amostral e as espécies foram divididas em dois grupos: gramíneas e outras ruderais. A biomassa e abundância de gramíneas e outras ruderais foram tratadas como dependentes da idade, abertura do dossel, porcentagem de pioneiras plantadas e fertilidade do solo.

Foram realizadas regressões lineares simples e múltiplas, quando a distribuição dos dados da variável dependente era considerada normal. A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov, e na ausência deste tipo de distribuição foi utilizada a correlação de Spearman. Para todos os testes foi considerado $\alpha=0,05$ como limiar de significância.

3 RESULTADOS

3.1 RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES INVASORAS

Foram encontradas 84 espécies ruderais que foram divididas em dois grupos principais, totalizando 15 gramíneas e 69 espécies de outras ruderais (Apêndice B) no conjunto de todas as áreas. Os dados de abundância e biomassa foram mensurados para cada um destes grupos (Tabela 2).

Tabela 2 – Idade, Abertura de dossel, densidade e biomassa de gramíneas e outras ruderais em áreas de restauração de Floresta Estacional no norte do Paraná.

Idade em meses	Abertura de dossel	Densidade (indivíduos/m ²)		Biomassa (kg/ha ⁻¹)	
		Gramíneas	Outras ruderais	Gramíneas	Outras ruderais
40	38%	4,8	8,2	2032	242
65	30%	1,3	9,2	1012	3
57	31%	3,3	1,1	223	22
62	37%	2,2	13,5	153	39
64	43%	3,3	7,0	65	67
71	27%	0,9	4,4	1030	52
74	34%	1,1	2,5	278	16
75	29%	2,3	0,6	127	184
76	32%	1,1	3,2	954	29
83	26%	1,3	1,9	204	98
86	33%	1,6	3,9	260	61
89	24%	2,4	0,7	1423	200

A abundância de gramíneas apresentou relação negativa com a idade do reflorestamento $n=12$; $\beta=-0,61$; $p=0,03$; $r^2=0,37$ (Figura 3) e com a porcentagem de pioneiras plantadas (Spearman $=-0,61$). Entretanto, houve diferenças quanto ao declínio das gramíneas invasoras, onde a *Digitaria insularis* (capim-amargoso) teve queda no número de indivíduos ($n=12$; $\beta=-0,75$; $p=0,004$; $r^2=0,56$) e biomassa ($n=12$; $\beta=-0,73$; $p=0,006$; $r^2=0,53$), com o avançar da idade do plantio enquanto o *Panicum maximum* (capim-colonião), não apresentou relação significativa com esta variável.

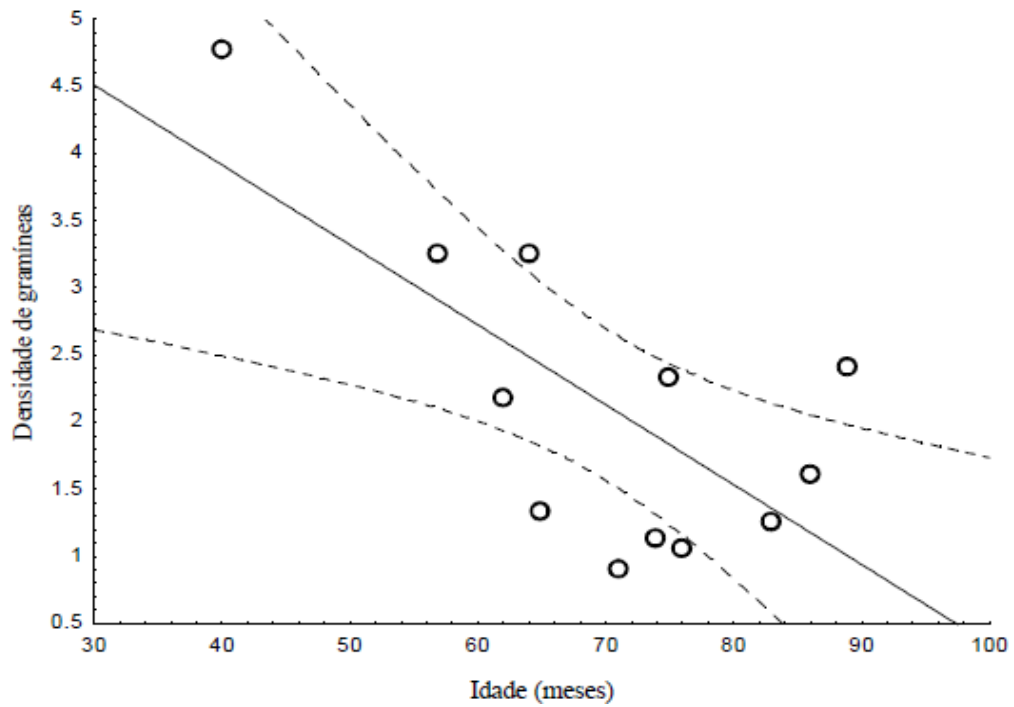


Figura 3 – Densidade gramíneas em diferentes idades de dossel de reflorestamentos de Floresta Estacional no norte do Paraná Paraná (n=12; $\beta=0,58$; $p=0,04$; $r^2=0,34$).

Já a densidade de ruderais se relacionou apenas com a abertura do dossel n=12; $\beta=0,58$; $p=0,04$; $r^2=0,34$ (Figura 4).

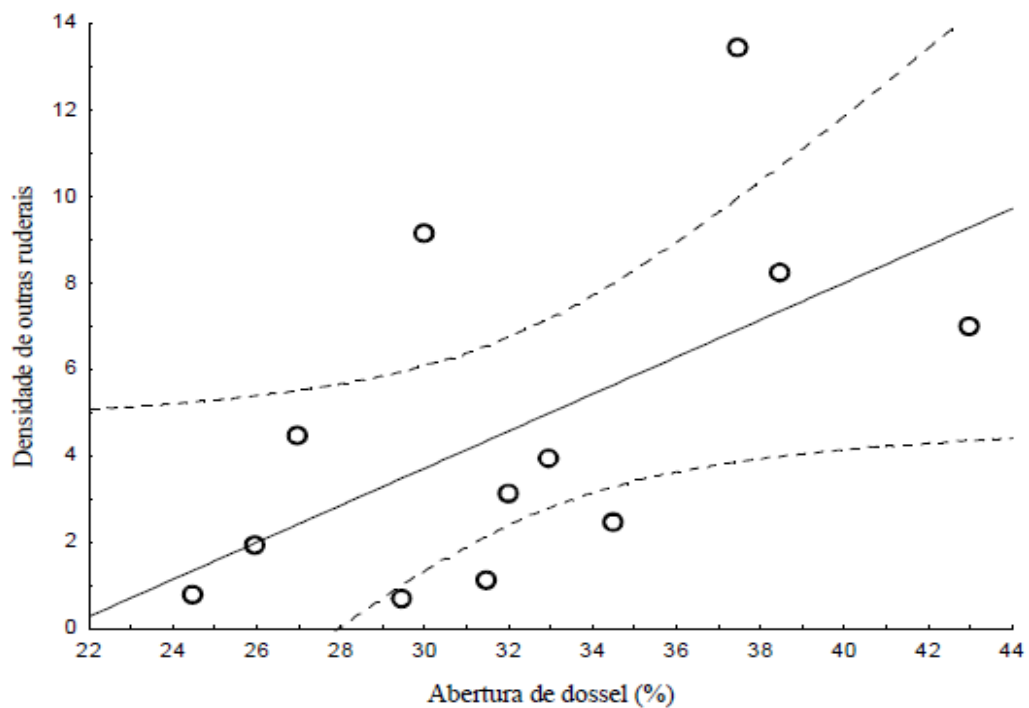


Figura 4 – Densidade de outras ruderais em diferentes aberturas de dossel de reflorestamentos de Floresta Estacional no norte do Paraná Paraná (n=12; $\beta=0,58$; $p=0,04$; $r^2=0,34$).

3.2 BIOMASSA DAS ESPÉCIES INVASORAS

A biomassa de gramíneas variou de 65 a 2032 kg/ha⁻¹ e não apresentou relação significativa com a abertura do dossel, idade do plantio ou porcentagem de pioneiras plantadas.

Já a biomassa de ruderais, variou de 3 a 242 kg/ha⁻¹. Dentre as variáveis estudadas, apresentou relação positiva com a abertura de dossel ($n=12$; $\beta= 0,57$; $p = 0,05$; $r^2=0,33$).

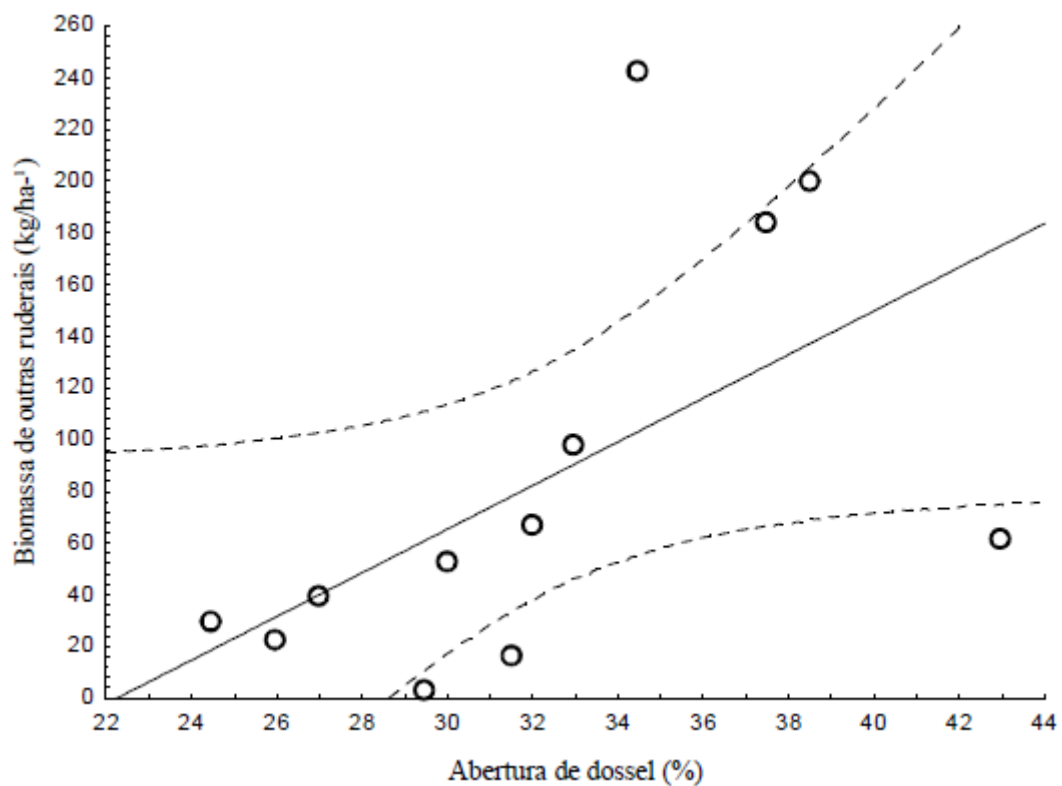


Figura 5 – Biomassa de outras ruderais em diferentes idades de reflorestamentos de Floresta Estacional no norte do Paraná Paraná ($n=12$; $\beta= 0,57$; $p = 0,05$; $r^2=0,33$).

3.3 ABERTURA DO DOSSEL

A abertura do dossel variou de 24,5% a 43%, havendo relação negativa entre a esta e a idade dos plantios (Figura 5).

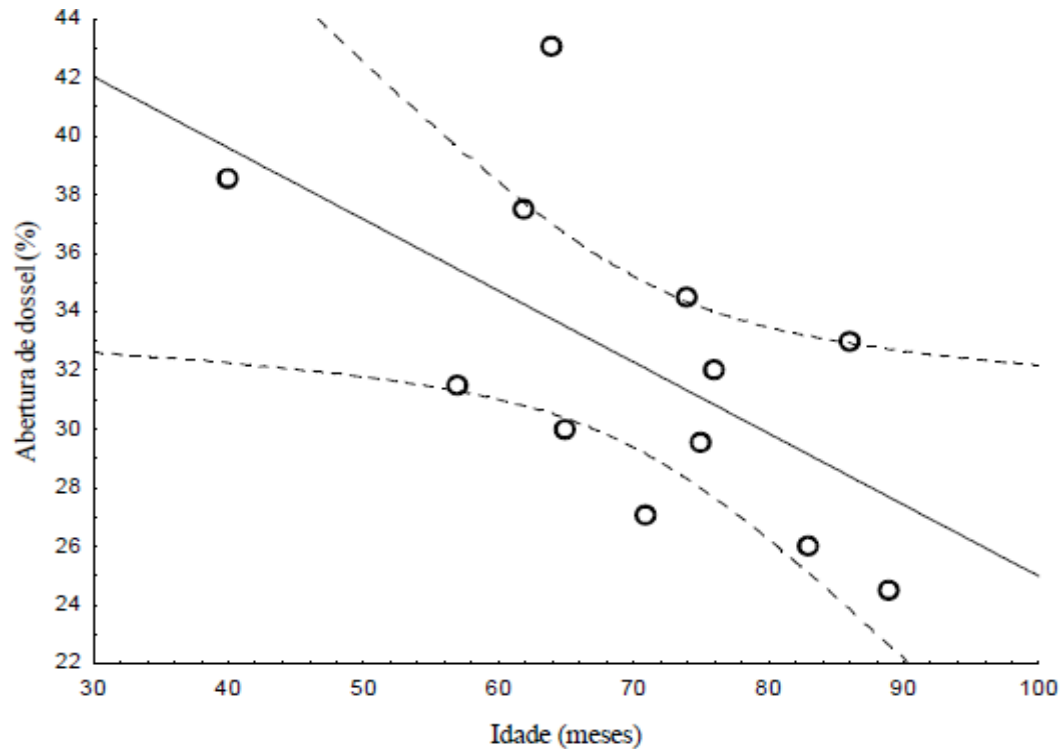


Figura 6 – Média da abertura de dossel e idade dos reflorestamentos de Floresta Estacional no norte do Paraná (n=12; $\beta=-0,61$; $p=0,03$; $r^2=0,37$).

3.4 REGENERAÇÃO FLORESTAL

No conjunto das áreas estudadas foram encontradas 3798 regenerantes divididas em 75 morfoespécies, destas, 130 foram indivíduos de 9 espécies exóticas: *Eriobotrya japonica* (thunb.) Lindl., *Grevilea robusta* A. Cunn. ex. R. Br., *Leucaena leucocephala* (Lam.) R. de Wit, *Mangifera indica* L., *Melia azedarach* L., *Psidium guajava* L., *Tecoma stans* (L.) Jussieu ex. Kunth e *Terminalia catappa* L.

Tabela 3 – Riqueza de regenerantes nativas e exóticas em áreas de restauração de diferentes idades de Floresta Estacional no norte do Paraná.

Idade (meses)	Riqueza total	Riqueza de nativas	Riqueza de exóticas	Abundância total	Abundância de nativas	Abundância de Exóticas
40	9	9	0	530	530	0
65	21	20	1	193	186	7
57	11	11	0	285	285	0
62	15	12	3	592	586	6
64	21	17	4	227	217	10
71	12	11	1	367	361	6
74	13	11	2	61	59	2
75	9	9	0	119	119	0
76	12	12	0	287	287	0
83	49	43	6	650	552	98
86	8	8	0	366	366	0
89	12	11	1	120	120	1

Quando analisado os efeitos dos grupos de gramíneas e outras ruderais, não houve relações estatísticas significativas entre a biomassa e abundância de ruderais com a abundância de regenerantes.

No entanto quando os dados das gramíneas foram separados, houve uma relação significativa entre a abundância de regenerantes nativas e a abundância ($n=12$; $\beta= -0,63$; $p=0,02$; $r^2=0,40$) e a biomassa ($n=12$; $\beta= -0,74$; $p=0,005$;) do *P. maximum* (Figuras 6 e 7).

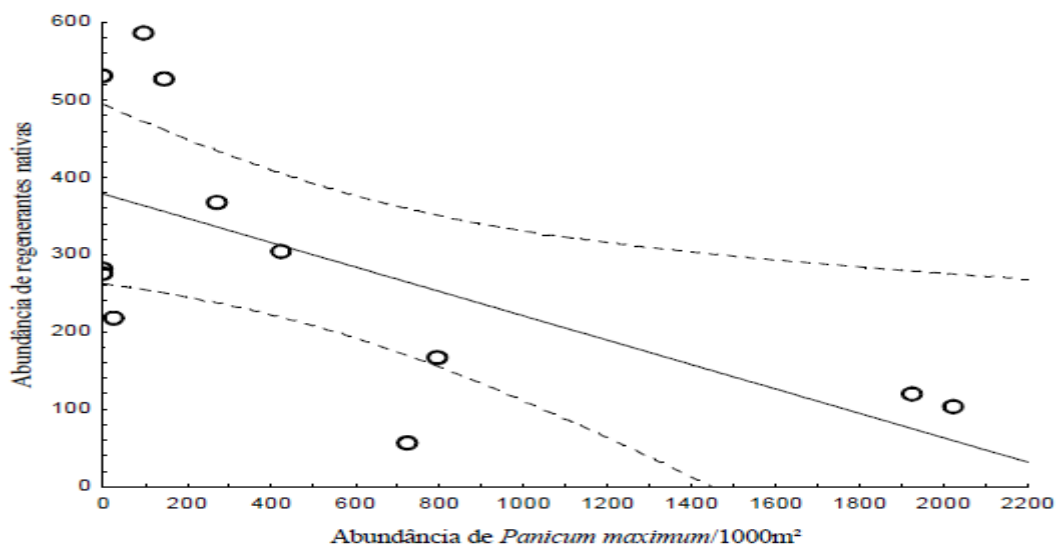


Figura 7 – Regenerantes nativas e abundância de *P. maximum* em diferentes idades em plantios de reflorestamentos no norte do Paraná ($n=12$; $\beta= -0,63$; $p=0,02$; $r^2=0,40$).

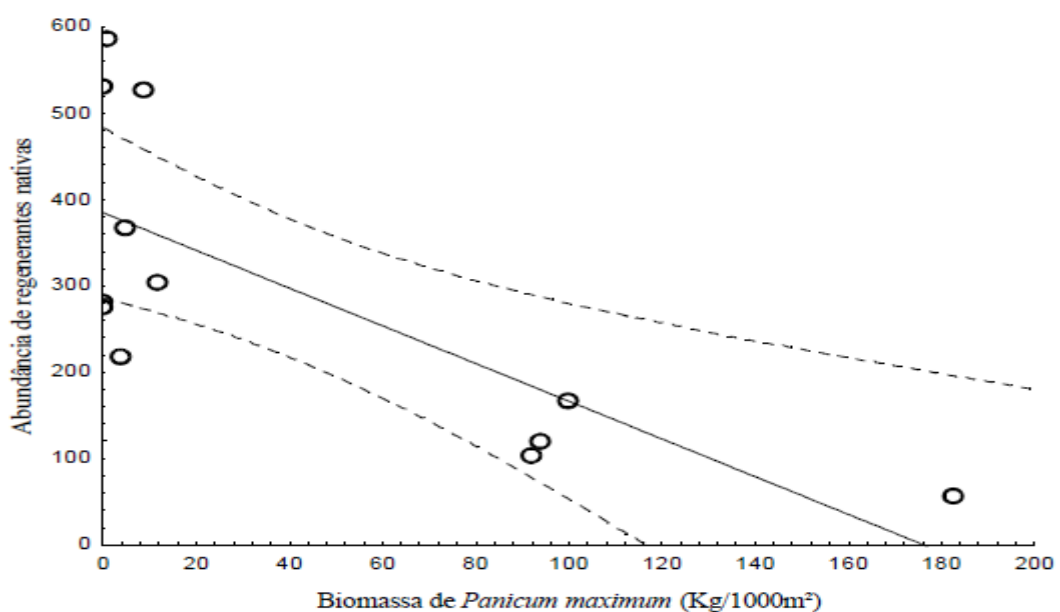


Figura 8 – Regenerantes nativas e biomassa de *P. maximum* em diferentes idades em plantios de reflorestamentos no norte do Paraná ($n=12$; $\beta= -0,74$; $p=0,005$; $r^2=0,55$).

3.5 FERTILIDADE DO SOLO

Para as variáveis da fertilidade do solo (Tabela 4) foram realizados testes não Houve correlação positiva entre a biomassa de gramíneas com o pH e o K (Spearman, $r=0,64$; Spearman, $r=0,60$) e negativa com as concentrações de Al (Spearman, $r=-0,75$). A abundância de gramíneas, correlacionou positivamente com P ($r=0,62$ e $r=0,72$). (Tabela 5).

Tabela 4 – Resultado da Análise do solo em áreas de restauração de floresta estacional com diferentes idades em áreas de restauração de floresta estacional.

Variáveis de Solo e Idade em Áreas de Restauração de Floresta Estacional												
Idade (meses)	40	54	57	62	64	71	74	75	76	83	86	89
P (mg.dm ⁻³)	12,8	15,4	10,4	10,3	8,0	5,0	5,6	7,1	2,9	7,6	3,3	15,1
C (g.dm ⁻³)	15,4	16,3	17,0	16,5	11,0	24,1	16,8	18,2	18,3	9,7	14,6	14,6
pH	5,5	5,4	5,5	5,2	5,0	5,6	5,4	5,2	5,4	5,2	5,5	5,3
Al.10 ⁻² (cmolc.dm ⁻³)	0,0	0,0	0,0	1,2	2,6	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0
H+Al	3,5	3,8	3,5	3,9	3,5	4,0	4,0	4,5	3,9	3,7	4,4	5,2
Ca (cmolc.dm ⁻³)	4,7	4,9	6,0	5,1	2,2	12,7	6,1	5,4	4,8	2,4	8,1	5,8
Mg ⁺⁺ (cmolc.dm ⁻³)	2,0	2,3	1,9	2,1	1,4	3,2	2,4	2,3	2,1	1,7	3,0	2,9
K (cmolc.dm ⁻³)	0,5	0,4	0,5	0,3	0,2	0,6	0,6	0,4	0,2	0,1	0,3	0,5
S (cmolc.dm ⁻³)	7,2	7,5	8,3	7,5	3,9	16,6	9,1	8,1	7,1	4,3	11,4	9,3
T (cmolc.dm ⁻³)	10,7	11,3	11,8	11,4	7,3	20,6	13,1	12,6	11,0	8,0	15,7	14,4
V (%)	66,7	65,9	70,0	65,7	51,9	80,4	69,5	63,9	64,8	53,7	72,2	64,1

Tabela 5 – Resultado da matriz de correlação de Spearman para as variáveis em áreas de restauração de Floresta Estacional. Onde Cob= Cobertura; Ab= Abundância; Bio=Biomassa; * correlação significativa a $p<0,05$

Variáveis	Idade	Abundância de Gramíneas	Abundância de Ruderais	Biomassa de Gramíneas	Biomassa de Ruderais
P(mg.dm ⁻³)	-0.489	0.623*	0.182	0.209	0.119
C (g.dm ⁻³)	-0.195	-0.417	-0.084	0.139	-0.426
pH	-0.196	-0.191	0.154	0.645*	-0.238
Al (cmolc.dm ⁻³)	-0.165	0.354	0.211	-0.752*	0.174
H+Al	0.636*	-0.339	-0.377	0.209	0.175
Ca (cmolc.dm ⁻³)	0.231	-0.329	-0.251	0.252	-0.279
Mg ⁺⁺ (cmolc.dm ⁻³)	0.377	-0.441	-0.112	0.426	-0.069
K (cmolc.dm ⁻³)	-0.129	-0.028	-0.192	0.606*	-0.035
S (cmolc.dm ⁻³)	0.258	-0.241	-0.258	0.391	-0.133
T (cmolc.dm ⁻³)	0.363	-0.315	-0.294	0.300	-0.112
V(%)	-0.231	-0.249	0.196	0.475	-0.399

4 DISCUSSÃO

4.1 RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES INVASORAS

Segundo Engel e Parrota (2003), as gramíneas podem ter efeito negativo nos meses iniciais do plantio, pela competição com os espécimes plantados e por possíveis alterações no meio. Nos reflorestamentos amostrados, o controle de invasoras foi feito até meados do terceiro ano, por meio da roçagem entre linhas e capina manual, de modo que eventuais efeitos que possam ter se manifestado nos meses iniciais do plantio foram imperceptíveis nesta fase.

Não houve correlação entre as biomassas das ruderais e das espécies arbóreas plantadas nas áreas de restauração e nem com variáveis associadas a esta, como número de indivíduos plantados, porcentagem de pioneiras ou riqueza das mesmas.

A abundância das gramíneas apresentou correlação com a porcentagem de pioneiras plantadas e com a idade do plantio. O controle de gramíneas é favorecido em plantios florestais, especialmente quando são usadas espécies pioneiras que, devido a seu rápido crescimento, inibem o crescimento de herbáceas agressivas (Cavalheiro *et al.*, 2002).

Ainda, em áreas abandonadas para a regeneração natural em áreas florestais na América do Norte, Meiners *et al.* (2002) encontraram declínios significantes na abundância e riqueza de espécies exóticas aos 20 anos sem intervenção de manejo, embora em ambientes tropicais gramíneas possam ser manter dominantes por longos anos.

De acordo com Lamb e Gilmour (2003), um dos indicadores da estabilidade do desempenho das áreas em reabilitação ou restauração é o declínio natural de ervas e plantas daninhas ("pest species" ou invasoras em geral). No entanto, eventos como tempestades ou incêndios podem alterar esta tendência, por meio de recolonização a partir do banco de sementes ou por sementes oriundas de áreas degradadas vizinhas. Não houve relação da abundância das outras ruderais com a idade dos reflorestamentos.

4.2 BIOMASSA DAS ESPÉCIES INVASORAS

Houve grande variação da biomassa dos grupos estudados. No entanto, esta variação para a biomassa de gramíneas não apresentou relação significativa com nenhuma das variáveis estudadas, exceto com os atributos químicos do solo, onde houve a relação positiva

com o pH e a concentração de íons K^+ , e negativa com a concentração de Al^{++} . O que sugere ao mesmo tempo certa heterogeneidade dentro do grupo, bem como uma possível plasticidade, especialmente com relação ao sombreamento. A fertilidade do solo pode, de modo geral, ser considerada bastante alta para todas as áreas, não se configurando como fator limitante para estes vegetais.

A biomassa das outras ruderais se correlacionou positivamente com a abertura do dossel, revelando uma tendência a abrigar espécies heliófitas neste grupo.

Para Pitteli (1987), a perpetuação de uma espécie vegetal como infestante de áreas agropecuárias está condicionada a um compromisso entre a plasticidade de cada indivíduo e processos de longo prazo que lhe propiciam flexibilidade adaptativa, frente às eventuais modificações do meio através do tempo.

A plasticidade das espécies do grupo das gramíneas pode ter sido a causa da falta de padrões claros para a distribuição da biomassa, embora a análise de determinadas espécies sugira também heterogeneidade no grupo, como exemplo, a *Digitaria insularis* apresentou forte relação negativa com a idade do plantio.

Já o *Panicum maxicum* ou capim-colônia, não apresentou correlação entre a biomassa e abundância com a idade dos reflorestamentos, a abertura do dossel e porcentagem de pioneiras plantadas. Isto sugere que esta espécie apresenta alta plasticidade, especialmente com relação a sombreamento. De acordo com Droste *et al.*, (2010), a plasticidade fenotípica é uma característica comum de plantas invasoras e esta plasticidade dentro da população é importante ecologicamente porque pode facilitar ainda mais a invasão. Em estudos com cultivares dos gêneros *Panicum* e *Brachiaria* para fins forrageiros, Andrade *et al.*, (2004) descreveram boa tolerância à sombra para estas espécies, com alta produtividade em massa seca. Castro *et al.*, (1999) também sugeriram tolerância ao sombreamento em *P. maximum*. Em experimentos de produção forrageira sob luminosidade reduzida, um cultivar da espécie crescendo à sombra moderada (30% de sombreamento) produziu 120% de massa seca em relação ao tratamento a pleno sol (0% de sombreamento).

De modo similar, Ferreira *et al.*, (2010) estudando um cultivar desta espécie para fins de exploração silvipastoril, encontraram valores maiores de produtividade para os blocos com sombreamento até 25%. Com as mesmas técnicas, mas com outra variedade, Matta *et al.*, (2008) obtiveram a maior massa seca foliar no cultivo com 75% de sombreamento, o que levou aos autores a indicar o estabelecimento deste cultivar para sistemas silvipastoris.

O cultivo de várias espécies de gramíneas forrageiras sob diferentes níveis de redução da intensidade luminosa resulta em plantas mais altas e com colmos mais longos (WONG e WILSON, 1980; MORITA *et al.*, 1994), o que explicaria a redução do número de gramíneas de acordo com a idade e o fechamento de dossel, bem como o aumento de biomassa destas espécies nestas áreas, em especial do *P. maximum*, segundo Wong e Wilson (1980) em níveis decrescentes de luminosidade, as folhas de *P. maximum* ficam mais longas e mais largas, favorecendo o acúmulo de biomassa.

Ainda, segundo Castro *et al* (1999) as gramíneas cultivadas à sombra tornaram-se mais suculentas, com menor teor de matéria seca. As características morfológicas estudadas variam de acordo com espécie avaliada, não apresentando comportamento padrão, impossibilitando generalizações. De mesma forma o comportamento das ruderais estudadas, são válidas para áreas de restauração similares a área de estudo, no que se refere a condições ambientais.

O segundo grupo, intitulado como "outras ruderais", que se supunha inicialmente mais heterogêneo, apresentou relação da biomassa com a abertura do dossel, confirmando o declínio destas espécies com o fechamento do dossel no reflorestamento.

Tratando-se de redução de biomassa e abundância de invasoras, Meiners *et al.* (2002), relata que o total da cobertura de espécies exóticas varia muito nos primeiros dez anos de regeneração de uma área abandonada, diminuindo após estes dez anos, assim como a proporção de espécies exóticas, ao mesmo que há um aumento gradual na riqueza de espécies nativas. Sendo assim, o intervalo de tempo da amostragem pode ter sido limitante para estudar esta variável.

Ainda, segundo Middleton (2010), afirma que a diversidade de espécies nativas tem efeito supressor sobre a densidade de espécies exóticas, o que sugere que, adicionar espécies no plantio inicial pode economizar esforços no manejo das invasoras (na biomassa e abundância) nos anos subseqüentes. No entanto, aumentar o número de espécies arbóreas implicará na inclusão de mais espécies tardias, de crescimento lento. Coeficientes de correlação entre as espécies ruderais e a riqueza de espécies arbóreas nativas no reflorestamento não corroboraram este padrão, embora o intervalo de riqueza de espécies considerado seja relativamente pequeno.

4.3 ABERTURA DO DOSSEL

Houve variação da abertura de dossel de 24,5% a 43% (média por talhão) e queda desta em relação à idade do plantio. Utilizando método e áreas semelhantes, Suganuma (2008) encontrou apenas valores abaixo de 27%, diferença que pode ter sido causada por diferenças na época de amostragem. Em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual no norte do estado do Paraná, Biachini *et al.* (2001) estudando o Parque Estadual Mata dos Godoy, utilizando o método do densiômetro, encontraram valores inferiores a 10% de abertura de dossel para a maior parte do ano.

Para Baider *et al.* (2001), a intensa luminosidade em locais degradados propicia o predomínio de espécies herbáceas exóticas, mas com o avanço da sucessão em florestas secundárias há uma tendência de redução destas espécies e aumento dos indivíduos arbóreos.

Segundo Meiners *et al.*, (2002), a supressão de espécies exóticas parece estar relacionada com o fechamento do dossel no interior das áreas, onde com a maior cobertura de lenhosas, as herbáceas, especialmente as anuais e bianuais, tornam-se menos abundantes. Da mesma forma, houve uma correlação positiva entre a abertura do dossel e a biomassa e a abundância das outras espécies ruderais neste trabalho.

A biomassa e abundância de gramíneas não se correlacionaram com a luminosidade ou abertura do dossel dos reflorestamentos. Em regressões lineares realizadas separadamente a abundância de *Digitaria insularis* apresentou correlação com a idade o que sugere que a mesma pode estar sendo "expulsa" destas áreas, enquanto que *P. maximum* apresentou alta tolerância ao sombreamento (Andrade *et al.*, 2004; Castro *et al.*, 1999), reduzindo em abundância, mas não em biomassa, com o aumento da idade da área restaurada. Estas diferenças entre as espécies podem ser a causa da falta de padrão para o grupo "gramíneas", como tratado neste estudo.

Para Meiners *et al.* (2002), com o declínio das invasoras, há a possibilidade do ingresso de outras espécies exóticas com maior tolerância à sombra, à medida que o reflorestamento se desenvolva e o sombreamento aumente.

Da mesma forma, foi verificado o ingresso de espécies exóticas arbóreas nas áreas de restauração estudadas, entre elas: *Eriobotrya japonica* (thunb.) Lindl., (ameixa-amarela, Japão), *Grevilea robusta* A. Cunn. ex. R. Br. (grevílea, Austrália), *Leucaena leucocephala* (Lam.) R. de Wit (leucena, América Central), *Mangifera indica* L. (mangueira,

Ásia), *Melia azedarach* L.(cinamomo ou santa-bárbara, Ásia), *Psidium guajava* L. (goiaba, América Central e norte da América do Sul), *Tecoma stans* (L.) Jussieu ex. Kunth (amarelinho, América Central) e *Terminalia catappa* L. (sete-copas ou chapéu de sol, Índia e Nova Guiné). Dado que os reflorestamentos foram implantados a partir de um campo agrícola sem espécies lenhosas ocorrendo inicialmente, a presença destas nestes locais indica que com a atividade de restauração foram criadas condições para o estabelecimento destas espécies exóticas, sugerindo uma substituição das espécies exóticas herbáceas por lenhosas com o passar do tempo.

4.4 REGENERAÇÃO FLORESTAL

Dentre as dificuldades para a regeneração natural, segundo Engel e Parrota (2003) há quatro barreiras principais: (1) a ausência ou baixa disponibilidade de propágulos na área; (2) as falhas no recrutamento de plântulas e jovens; (3) os fatores adicionais de estresse (hídrico e fogo); e (4) falhas no estabelecimento da integridade biótica (competição, predação e mutualismo). Entre estas barreiras, as gramíneas exóticas invasoras, como o capim-colonião, tem papéis cruciais nos itens 1 e 2. Muitas vezes, pode haver a disponibilidade de propágulo na área, mas a germinação deste pode ser impedido por meio da biomassa destas espécies, ou pela própria competição.

Em meta-análise, com dois grupos vegetais separados em duas classes de gramíneas e lenhosas, Mason *et al.*,(2009) observaram que estes apresentam efeitos distintos nas mesmas classes de espécies nativas, onde as espécies perenes e com menor tamanho de semente, são mais afetadas pela invasão de gramíneas, o que corresponderia as áreas em questão às pioneiras regenerantes.

Litton *et al.* (2006), estudando os efeitos de *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov., em floresta tropical no Hawaii, evidenciaram que esta espécie impediu a regeneração florestal em área invadida, sendo necessário o manejo com fins de restaurar estes processos. De mesma forma o *P. maximum* está servindo como barreira para a regeneração florestal, no entanto cabe destacar que as ruderais na área de estudo, já estavam presentes quando foram realizados os plantios e não foram provenientes de uma invasão posterior. Sendo assim, o *P.maximum* que já estava presente no banco de sementes da área desde o plantio, está impedindo a regeneração por espécies arbóreas nativas e não deslocando estas espécies da área.

4.5 FERTILIDADE DO SOLO

Dentre os parâmetros químicos do solo, apenas as concentrações de Alumínio, Potássio e pH mostraram correlação com a biomassa de gramíneas.

Apesar de estar relacionado com uma redução da biomassa de gramíneas (Spearman, $r=0,75$), os valores de Alumínio trocável (Al) encontrados são considerados como baixos, considerando as condições de campo, onde muitos fatores podem atuar simultaneamente e podem alterar a produtividade, efeitos mais drásticos por toxidez por alumínio se farão somente a partir de teores de $0,5 \text{ cmolc.dm}^{-3}$ de (Tomé Jr, 1997).

A concentração de potássio (K^+) variou entre 0,1 a $0,6 \text{ cmol.dm}^{-3}$, e apresentou correlação positiva com a biomassa de gramíneas (Sperman, $r=0,60$), sugerindo que este nutriente, um dos mais voláteis nos solos (Malavolta 1989), é um dos responsáveis pela variação da biomassa das gramíneas nas áreas estudadas.

O pH (potencial de hidrogênio) variou entre 5,17 e 5,38. Tomé Jr. (1997) sugere que valores abaixo de 4,5 ou acima de 7,5 já são capazes de restringir bastante o crescimento de plantas, de modo que não há valores extremos entre os obtidos para as amostras analisadas. Apesar disso, observou-se correlação positiva desta variável com a biomassa de gramíneas (Spearman=**0,64**).

A concentração de Fósforo (P), variou de 2,9 a $15,4 \text{ mg.dm}^{-3}$, houve correlação positiva desta com abundância de gramíneas (Spearman, $r=0,62$). Santos *et al*, (2002) em experimentos em casa de vegetação com *Panicum maximum*, verificaram que para o crescimento inicial (até 28 dias após a emergência), as doses de fósforo necessárias para 90% da produção máxima de *P. maximum* foram menores, período que a espécie teve maior produção em biomassa seca, mostrando maior eficiência de aquisição e/ou de utilização de fósforo.

As ruderais com exceção das gramíneas não tiveram correlações com a fertilidade do solo, indicando novamente a heterogeneidade deste grupo.

4.6 IMPLICAÇÕES PRÁTICAS PARA A RESTAURAÇÃO FLORESTAL

Ações de manejo e controle de espécies ruderais são feitas de forma indiscriminada em áreas de restauração florestal, tratando este grupo como sendo homogêneo quanto ao impacto para a restauração. No entanto as gramíneas, que já são consideradas como

espécies exóticas invasoras, têm grande efeito negativo na restauração, especialmente na regeneração natural, de modo que as ações para controle e monitoramento devem ser intensificadas para este grupo. Por outro lado, o controle das demais ruderais pode resultar em maior infestação de gramíneas.

CONCLUSÃO

Há uma relação negativa entre a abundância de gramíneas com a idade da área restaurada e desta com a abertura do dossel. Ainda há uma relação positiva entre a abertura de dossel e abundância de outras ruderais, indicando que o reflorestamento está promovendo a substituição parcial destas espécies. A biomassa de gramíneas em geral não apresenta relação nem com a idade, nem com abertura do dossel, devido à plasticidade de algumas espécies, principalmente de *Panicum maximum*, apresentando, no entanto, correlações positivas com atributos químicos do solo (pH e a concentração de K^+).

Os dois grupos estudados apresentam comportamentos distintos, apresentando relações com a idade do plantio e divergindo quanto à abertura do dossel. Ambos estão relacionados de uma forma positiva com o pH do solo, sugerindo resposta a disponibilização de nutrientes.

No que se refere à regeneração florestal não houve efeitos diretos dos grupos de gramíneas e outras ruderais, mas quando *P. maximum* foi isolado, notou-se uma relação negativa com a abundância de regenerantes nativas. Desta forma, por mais que ocorra o declínio de ruderais em geral, a permanência do capim-colônia pode estar dificultando a sucessão secundária natural, sugerindo que o manejo desta espécie, seja intensificado nos anos iniciais das áreas em restauração florestal.

REFERÊNCIAS

- Andrade, C. M. S., Valentim, J. F., Carneiro, J. C. e Vaz, F. A. 2004. Crescimento de gramíneas e leguminosas forrageiras tropicais sob sombreamento. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília **39** (3): 263-270.
- Bianchini, E., Pimenta, J. A. e Santos F. A. M. 2001. Spatial and temporal variation in the canopy cover in tropical Semi-deciduous Forest. *Brazilian archives of biology and technology* **44** (3): 269-276.
- Baider, C., Tabarelli, M. e Mantovani, W. 2001. The soil seed bank during atlantic forest regeneration in southeast Brazil. *Rev. bras. de Biol.* **61**: 35-44.
- Cavalheiro, A. L., J. M. D. Torezan e L. Fadelli. 2002. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. Páginas: 213-224 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, E J. A. Pimenta, editores. A bacia do rio Tibagi. Londrina, PR.
- Castro, C. R. T., Garcia, R., Carvalho, M. M. e Couto, L. 1999. Produção Forrageira de Gramíneas Cultivadas sob Luminosidade Reduzida. *Rev. bras. zootec.* **28** (5): 919-927.
- Droste, T., Flory, S. L. e Clay, K. 2010. Variation for phenotypic plasticity among populations of an invasive exotic grass. *Plant Ecol.* **207**: 297-306 Engel, V. L. e Parrotta, J. A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. Páginas: 01-26 em P. Y. Kageyama, R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L.
- Engel e F. B. Gandara, editores. *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu, SP.
- Espindola, M. B., Bechara, F. C., Bazzo, M. C. e Reis, A. 2005. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. *Biotemas* **18** (1): 27-38.
- Espínola, A. L. e Júlio, H. F. 2007. Espécies invasoras: Conceitos, modelos e atributos. *Interciencia, septiembre*. Asociación Interciencia, Caracas, Venezuela **32** (009): 580-585.
- Ferreira, D. J., Zanine, A. M., Souto, S. M., e Dias, P. F. 2010. Capim tanzânia (*Panicum maximum*) sob sombreamento e manejo de corte. *Arch. Zootec.* **59** (225): 81-91.
- Gardner, A. J. 1986. Técnicas de pesquisa em pastagem e aplicabilidade de resultados em sistemas de produção. Brasília, IICA/ EMBRAPA - CNPGL. 197p.
- Hooper, D. U. e Vitousek, P.M. 1997. The Effects of Plant Composition and Diversity on Ecosystem Processes. *Science.* **277** (5330): 1302-1305.
- IUCN - International Union for Conservation and Nature. 2009. Global Invasive Species Programm. Disponível em <www.gisp.org>. Acesso em: 13/05/2009.
- Jardim, P. S. 2006. Crescimento e Biomassa de Espécies Arbóreas Nativas da Floresta Estacional em Reflorestamentos no norte do Paraná, Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Londrina, 84p.

- Lamb, D. Gilmour, D. 2003. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland. x +110 pp.
- Litton, C. M., Sandquist, D. R. e Cordell, S. 2006. Effects of non-native grass invasion on aboveground carbon pools and tree population structure in a tropical dry forest of Hawaii. *Forest Ecology and Management* **231**: 105-113.
- Lockwood, L., Hoopes, M. F. e Marchetti, M. P. 2007. Invasion ecology. Blackwell publishing. Austrália, 304 p.
- Lorenzi, H., Souza, H. M., Torres, M. A. V. e Bach, L. B. 2003. Árvores exóticas no Brasil. Nova Odessa: Plantarum.
- Mason, T. J. French. K. e Lonsdale W.M. 2009. Review: do Graminoid and Woody Invaders Have Different Effects on Native Plant Functional Groups? *Journal of Applied Ecology* **46**: 426-433.
- Mack, Richard N. Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M. e Bazzaz, F. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* **10**: 689-710.
- Malavolta, E. 1989. ABC da adubação. 5 ed. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres. 292 p.
- Matta et al., 2008. Crescimento inicial de capim Mombaça sob influência de diferentes níveis de sombreamento. *Seropédica*, RJ: Embrapa Agrobiologia. 18p.
- Meiners, S. J., Pickett, S. T. A. e Cadenasso, M. L. 2002. Exotic plant invasions over 40 years of old field successions: community patterns and associations. - *Ecography* **25**: 215-223.
- Middleton, E. L., Bever, J. D. e Schultz. P. A. 2010. The effect of restoration methods on the quality of the restoration and resistance to invasion by exotics. *Restoration Ecology*. **18** (2): 181-187.
- Morita, O., Goto, M. e Ehara, H. 1994. Growth and dry matter production of pasture plants grown under reduced light conditions of summer season. *Bulletin of the Faculty of Bioresources, Mie University* **12** (1):11-20.
- Pitteli, R. A. 1987. Competição e controle das plantas daninhas em áreas Agrícolas. Série Técnica IPEF, Piracicaba, **4** (12) 1 -24.
- Stipp, N. A. 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. Páginas 39-44 em: M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do rio Tibagi, Edição dos editores, Londrina.
- Suganuma, M. S. 2008. Avaliação de sucesso da restauração florestal baseada em estrutura florestal e processos do ecossistema. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. 95 f.

- Tomé Jr, J. B. T. 1997. Manual para interpretação de análise de solo. Guaíba: Agropecuária. 247p.
- Torezan, J.M. D. 2002. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi, p. 103-107 em: M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta e J.A. Pimenta. A bacia do rio Tibagi. Londrina, Edição dos Autores, 595p.
- Ziller, S. R. 2001. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. Ciência Hoje **30** (178): 77-79.
- Wong, C .C. e Wilson, J.R. 1980. Effects of shading on the growth and nitrogen content of green panic and siratro in pure and mixed swards defoliated at two frequencies. Austr. J. Agric. Res. **31** (3):269-285.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Classificação das espécies arbóreas plantadas nos reflorestamentos no norte do Paraná. Onde, NP: não pioneira; P: Pioneira.

Família	Espécies	Nome comum	Classificação
ANACARDIACEAE	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira	P
APOCYNACEAE	<i>Tabernaemontana hystrix</i> (A. DC.) Miers	Leiteiro	NP
BORAGINACEAE	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Louro-Pardo	NP
CANNABACEAE	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Trema	P
CARICACEAE	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	Jaracatiá	P
EUPHORBIACEAE	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Tapiá	NP
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	P
	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra d' água	P
FABACEAE	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	Monjoleiro	NP
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Farinha Seca	NP
	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	Angico Vermelho	NP
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pata-de-vaca	NP
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timburi	NP
	<i>Inga striata</i> Benth.	Ingá	NP
	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	Rabo de Macaco	NP
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) Tozzi & H.C.Lima	Feijão Cru	NP
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Guruciaia	NP
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafistula	NP
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pau-jacaré	NP
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	Pau-cigarra	P
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim	NP
LAMIACEAE	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Tamanqueiro	P
MALVACEAE	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	Louro Branco	P
	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Paineira	NP
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	P
	<i>Heliocarpus americanus</i> L.	Jangadeiro	P
	<i>Luehea</i> sp.	Açoita Cavalo	NP
MELIACEAE	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Trichilia P.	NP
MORACEAE	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	Amora Branca	NP
NYCTAGINACEAE	<i>Bougainvillea</i> sp.	Primavera	NP
PHYTOLACCACEAE	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Pau-d' alho	NP
	<i>Phytolacca dioica</i> L.	Cebolão	P
RHAMNACEAE	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Sobrasil	NP
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum</i> sp.	Mamica-de-porca	NP
URTICACEAE	<i>Cecropia</i> sp.	Embaúba	P
VERBENACEAE	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-Viola	P

APÊNDICE B – Espécies Ruderais em áreas de restauração de floresta estacional: F=Forma de vida; H=herbácea; S=subarbustiva.

Familia	Espécie	Origem	F	Nome Popular
AMARANTHACEAE	<i>Althernanthera tenella</i> Colla	Brasil	H	Apaga-fogo
	<i>Amaranthus hybridus</i> var. <i>paniculatum</i> (L.) Uline & W.L. Bray.	América Tropical	H	Caruru-roxo
	<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	América Tropical	H	Erva-de-santa-maria
APIACEAE (UMBELIFERAE)	<i>Apium leptophyllum</i> (Pers.) F. Muell. Ex Benth.	Eurásia	H	Apium
ASCLEPIADACEAE	<i>Asclepias curassavica</i> L.	América tropical	H	Erva-de-rato
ASTERACEAE (COMPOSITAE)	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Brasil-cerrado	A	Alecrim-do-campo
	<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burkart	Continente Americano	H	Língua-de-vaca
	<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol.	América do Sul	H	Língua-de-vaca
	<i>Chromolanea maximiliani</i> (Schrad.) R. M. King	Continente Americano	H	Mata-pasto
	<i>Pterocaulon lonatum</i> Kuntze	Brasil-cerrado	H	Branqueja
	<i>Pterocaulon virgatum</i> (L.) DC.	Continente Americano	H	Basbasco
	<i>Senecio brasiliensis</i> Less.	América do Sul	H	Maria-mole
	<i>Vernonia westiniana</i> Less	América do Sul	S	Assa-peixe
	<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	Brasil	S	Assa-peixe
	<i>Chromolanea laevigata</i> (Lam.) R. M. King & H. Rob.	Continente Americano	H	Cambará-falso
	<i>Synedrellopsis grisebachii</i> Hieron. & Kuntze	América do Sul	H	Agriãozinho
	<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	América Tropical	H	Espinho-de-carneiro
	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	América Tropical	H	Erva-de-São-João
	<i>Bidens pilosa</i> L.	América tropical	H	Picão-preto
	<i>Blainvillea rhomboidea</i> Cass.	Brasil	H	Picão-palha
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	América do Sul	H	Buva
	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Continente Americano	H	Voadeira
	<i>Elephantopus angustifolius</i> Sw.	Ásia ou Malásia	H	Língua-de-vaca
	<i>Emilia coccinea</i> (Sims) G. Don	África	H	Falsa-serralha
	<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	Ásia	H	Falsa-serralha
	<i>Galisonga parviflora</i> Cav	América do Sul	H	Fazendeiro
	<i>Gnaphalium coarctatum</i> Willd.	América do Sul	H	Falsa-serralha
<i>Hypochaeris</i> sp	Euroa	H	Almeirão-d-cafezal	
<i>Melampodium divaricatum</i> (Rich) DC.	América do Sul	H	Estrelinha	

APÊNDICE B – Espécies Ruderais em áreas de restauração de floresta estacional: F=Forma de vida; H=herbácea; S=subarbustiva. (continuação).

Família	Espécie	Origem	F	Nome Popular
ASTERACEAE (COMPOSITAE)	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	Continente Americano	H	Losna-branca
	<i>Phorophyllum ruderales</i> (Jacq.) Cass	América do sul	H	Arnica
	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Região mediterrânea	H	Serralha-brava
	<i>Tridax procumbens</i> L.	América Central	H	Erva-de-touro
BRASSICACEAE (CRUCIFERAE)	<i>Raphanus sativus</i> L.	Eurásia	H	Nabo-forrageiro
CIPERACEAE	<i>Pycneus</i> sp	América Tropical	H	Tiririca
COMMELINACEAE	<i>Commelina benghalensis</i> L.	Ásia	H	Trapoeraba
CONVOLVULACEAE	<i>Ipomoea nil</i> (L.) Roth	Continente Americano	H	Campainha
	<i>Ipomoea</i> sp.	Não-identificada	H	Corda-de-viola
CUCURBITACEAE	<i>Momordica charantia</i> L.	Ásia	H	Melão-de-são-caetano
CYPERACEAE	<i>Cyperus meyerianus</i> Kunth	América do Sul	H	Três quinas
	<i>Cyperus</i> sp	Não-identificada	H	Tiririca
EUPHORBIACEAE	<i>Chamaesyce hyssopifolia</i> (L.) Small	Continente Americano	H	Erva-andorinha
	<i>Chamaesyce prostrata</i> (Aiton) Small	América Central	H	Quebra-pedra-rasteira
	<i>Croton glandulosus</i> L.	Continente Americano	H	Gervão-branco
	<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	América tropical e sub.	H	Amendoim-bravo
FABACEAE - CAESALPINIOIDEAE	<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	América do sul	H	Peninha
	<i>Chamaecrista nictitans</i> subsp. <i>Patelaria</i>	Brasil	H	Falsa dormideira
	<i>Senna uniflora</i> (Mill.) H.S. Irwin & Barneby	Brasil-caatinga	S	Mata-pasto
FABACEAE - FABOIDEAE	<i>Crotalaria pallida</i> Aiton	África	H	Xique-xique
	<i>Crotalaria micans</i> Link	América do Sul	H	Xique-xique
	<i>Demodium barbatum</i> (L.) Benth.	América tropical	H	Barbadinho
	<i>Desmodium incanum</i> D.C	América tropical	H	Pega-pegá
LAMIACEAE (LABIATAE)	<i>Leonorus sibiricus</i> L.	Sibéria ou China	H	Rubim
	<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.	África	H	Rojão-de-são-joão
MALVACEAE	<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	América Tropical	H	Guanxuma
	<i>Sida acuta</i> Burm. F.	Brasil	S	Malva-baixa
	<i>Sida cordifolia</i> L.	América tropical	S	Malva-branca
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	América tropical	S	Guanxuma

APÊNDICE B – Espécies Ruderais em áreas de restauração de floresta estacional: F=Forma de vida; H=herbácea; S=subarbustiva. (continuação).

Família	Espécie	Origem	F	Nome Popular
MALVACEAE	<i>Sida spinosa</i> L.	Desconhecida	H	Malva-lanceta
	<i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq.	América tropical	S	Carrapicho-da-calçada
	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	América tropical	S	Malvastro
PHYLLANTHACEAE	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Brasil	H	Quebra-pedra
POACEAE (GRAMINEAE)	<i>Andropogon bicornis</i> L.	Brasil-cerrado	H	Barba-de-bode
	<i>Brachiaria decumbens</i> Stapf.	África	H	Braquiária
	<i>Brachiaria humidicola</i> (Rendle) Schweick	África	H	Braquiária
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	África	H	Grama-seda
	<i>Hyparrhenia rufa</i> (Ness) Stapf	África e Madagascar	H	Capim-Jaraguá
	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	África	H	Capim colônia
	<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C. E Hubb.	África do sul	H	Capim favorito
	<i>Cenchrus echinatus</i> L.	América Tropical	H	Capim-carrapicho
	<i>Chloris elata</i> Desv.	Continente Americano	H	Capim-branco
	<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	Continente Americano	H	Capim amargoso
	<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	Europa	H	Capim-colchão
	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Ásia e Malásia	H	Capim-pé-de-galinha
	<i>Paspalum repens</i> P.J. Bergius	América Tropical	H	Canarana-rasteira
	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	Continente Americano	H	Capim-rabo-de-raposa
	<i>Sorghum arundinaceum</i> (Desv.) Stapf	África	H	Sorgo-selvagem
POLYGONACEAE	<i>Polygonum convolvulus</i> L.	Eurásia	H	Cipó-de-veado
RUBIACEAE	<i>Richardia brasiliensis</i> L.	América do sul	H	Poaia-branca
SAPINDACEAE	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	Ásia	H	Balãozinho
SOLANACEAE	<i>Solanum americanum</i> Mill.	América tropical	A	Maria-preta
	<i>Solanum viarum</i> Dunal	América do Sul	H	Joá
URTICACEAE	<i>Boehmeria nivea</i> (L.) Gaudich	Ásia	H	Rami
VERBENACEAE	<i>Lantana trifolia</i> L.	Brasil	H	Uvinha-do-campo