

Universidade Federal do Paraná

Setor de Ciências Biológicas

EFEITO DAS PERTURBAÇÕES DE HÁBITAT SOBRE A REMOÇÃO
DE SEMENTES NA FLORESTA ATLÂNTICA EM ANTONINA, PR

Curitiba

2009

Universidade Federal do Paraná

Setor de Ciências Biológicas

EFEITO DAS PERTURBAÇÕES DE HÁBITAT SOBRE A REMOÇÃO
DE SEMENTES NA FLORESTA ATLÂNTICA EM ANTONINA, PR

Victor Pereira Zwiener

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Prof. Dra. Márcia C. M. Marques

Curitiba

2009

À minha família

AGRADECIMENTOS

- À Márcia Cristina Mendes Marques por todas as oportunidades, amizade, ajuda, paciência e ensinamentos durante a realização do mestrado.
- Ao Jochen Bihn pela amizade, hospitalidade e imensa contribuição para a minha formação, crescimento e realização de todas as etapas do trabalho.
- À Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental, que tornou possível a realização deste trabalho. Aos funcionários da SPVS e funcionários da Reserva Natural do Rio Cachoeira por todo suporte e ajuda durante as fases de campo.
- Aos integrantes da pré-banca, Márcio Pie e Marco Aurélio Pizo, pelos comentários e sugestões que ajudaram na melhoria da dissertação.
- Ao Renato Marques pelo apoio durante a pesquisa e ajuda na realização do intercâmbio científico com a Alemanha.
- À toda minha família e à Déa, por todas as oportunidades que me proporcionaram e pelo apoio incondicional.
- A todos meus colegas de laboratório, trabalho, integrantes do Projeto Solobioma e de turma pela amizade e companheirismo, especialmente a Maximiliano, Ciro, Fabrício, Fernando, Marcos e Fernanda Cardoso pela grande ajuda e sugestões em todas as etapas do trabalho.
- Ao CNPq que, através do Projeto Solobioma, concedeu bolsas durante os dois anos do mestrado e proporcionou a realização de intercâmbio científico com a Alemanha, essenciais para a minha formação e a realização do mestrado.
- À Fundação O Boticário de Proteção à Natureza pelo apoio financeiro para realização das atividades de campo.
- Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da UFPR e ao Departamento de Ecologia Animal da Universidade de Marburg, Alemanha, por conceder a estrutura e o ambiente de trabalho necessários para a realização do mestrado.

SUMÁRIO

Lista de Figuras.....	v
Lista de Tabelas.....	vi
Resumo Geral.....	vii
Abstract.....	viii
1 Introdução Geral.....	1
Área de Estudo.....	3
Referências Bibliográficas.....	8
2 Capítulo 1: Perturbação de hábitat reduz a remoção de sementes na Floresta Atlântica do sul do Brasil.....	13
Abstract.....	14
Introdução.....	15
Métodos.....	18
Resultados.....	21
Discussão.....	21
Referências Bibliográficas.....	26
Tabela e Figuras.....	35
3 Capítulo 2: Perturbações Antrópicas na Floresta Atlântica do Sul do Brasil: Efeito sobre a Comunidade e o Comportamento de Formigas Interagindo com Sementes.....	38
Resumo.....	41
Introdução.....	42
Métodos.....	44
Resultados.....	48
Discussão.....	49
Referências Bibliográficas.....	55
Tabela e Figuras.....	61
4 Conclusões e Considerações Finais.....	68

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização das áreas de estudo (círculos pretos) com curvas de nível na Reserva Natural do Rio Cachoeria. Os números indicam os diferentes níveis de perturbação (1= 9-11anos; 2=15-20anos; 3=40-55anos; 4= >100 anos) (fonte= Bihn *et al.* 2008).....6

Figura 2. Precipitação e temperatura média para estação meteorológica de Antonina, PR do período de 1999 a 2008. Adaptado de Cardoso 2009.....7

Capítulo 1.

Figure 1: Mean percent seed removal (\pm SE) by ants (black bars) and vertebrates (gray bars) in forests differing in habitat disturbance (years since abandonment) during winter (a) and summer (b). Note the log scale on the x-axes.....37

Capítulo 2.

Figura 1: Análise de Cluster das comunidades de formigas interagindo com diásporos em florestas diferindo em tempo desde perturbação. Os valores de porcentagem indicam a similaridade de Sørensen.....64

Figura 2. Frequência das espécies nas florestas diferindo em tempo desde perturbação, amostradas interagindo com diásporos (barras escuras) e em Winkler *bags* (barras claras), em Antonina, PR.....65

Figura 3: Frequência dos comportamentos limpeza de semente (barras escuras) e remoção de diásporos (barras claras) nas florestas diferindo em tempo desde perturbação, em Antonina, PR.....67

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1.

Table 1. Results of split-plot ANOVA on the effects of forest age (years since abandonment), exclosure (ant exclosure vs. vertebrate exclosure), season (summer, winter) and site (nested within forest age class) on seed removal.....35

Capítulo 2.

Tabela 1. Formigas coletadas interagindo com sementes e respectivas frequências relativas, em porcentagem, nas florestas diferindo em tempo desde perturbação em Antonina, PR. () frequência encontrada em Winkler *bags* (Bihn *et al.* 2008).....61

RESUMO GERAL

Perturbações têm modificado florestas tropicais, reduzindo diretamente a distribuição de florestas ou indiretamente afetando a estrutura e processos responsáveis pela sua sustentabilidade. A dispersão de sementes constitui um importante processo em florestas tropicais, pois influencia a estrutura de comunidades vegetais. A remoção de sementes por diferentes guildas de dispersores (formigas e vertebrados), a estrutura de comunidades e o comportamento de formigas interagindo com sementes foram avaliados em florestas com diferentes níveis de perturbação (anos desde abandono das áreas utilizadas como pasto) e comparado com florestas preservadas. A taxa de remoção de sementes em florestas perturbadas há mais de 100 anos (43%) foi maior que em florestas de 40-55 anos, 15-20 anos e 9-11 anos (35%; 26% e 26%, respectivamente). Formigas e vertebrados removeram uma quantidade similar de sementes em todas as florestas. A taxa de remoção de sementes foi 1,2 vezes menor no inverno (29%) do que no verão (36%). Na floresta de 9-11 anos foram amostradas 7 espécies de formigas; 9, 12 e 10 espécies foram amostradas nas florestas de 15-20 anos, 40-55 anos e >100 anos, respectivamente. As florestas com diferentes níveis de perturbação apresentaram uma estrutura das comunidades de formigas muito similar. O comportamento “limpeza de sementes” foi o mais frequente em todas as áreas sendo “remoção de diásporos” mais comum em áreas mais preservadas do que em áreas perturbadas. Apesar da grande similaridade entre as comunidades e plasticidade das espécies de formigas em relação ao hábitat e dieta, as diferenças na abundância relativa, no comportamento das espécies e na quantidade de sementes removidas promovidas pelas perturbações poderiam alterar a estrutura das comunidades vegetais da Floresta Atlântica.

Palavras-chave: processos do ecossistema, formigas, vertebrados, dispersão de sementes, predação de sementes

ABSTRACT

Habitat disturbance is changing tropical forests directly throughout a reduction of forest distribution and indirectly affecting the structure and the ecological processes responsible for its maintenance. Seed dispersal is an important process as it influences the structure of plant communities. Seed removal by different dispersal agents (ants vs. vertebrates), ant community structure and behaviour were evaluated in forests contrasting in disturbance level (years since abandonment from use as pasture) and compared to old growth forest. Seed removal in old growth forests (43%) was higher than in 40-55 years, 15-20 years and 9-11 years forests (35%; 26% and 26%, respectively). Ants and vertebrates removed similar amounts of seeds in all forests. Removal in winter (29%) was 1.2 times lower than in summer (36%). In forests of 9-11 years 7 ant species were sampled, 9, 12 and 10 species were sampled in forests of 15-20 years, 40-55 years and >100 years respectively. Forests with different disturbance levels had a similar ant community structure. The behaviour “seed cleaning” was the most frequent in all forests with “diaspores removal” been more frequent in preserved forests compared to disturbed ones. Although a great similarity among communities and the high habitat and diet plasticity of ants were found, differences in relative abundance, behaviour and consequently removal rates could change the structure of plant communities in the Atlantic Forest.

Keywords: Ecosystem processes, ants, vertebrates, seed dispersal, seed predation

INTRODUÇÃO GERAL

As interações ecológicas existentes entre organismos em florestas tropicais são consideradas um dos principais fatores que mantêm a biodiversidade nestes locais (Gilbert 1980). A economia, saúde e bem estar do homem estão diretamente relacionados à integridade dos ecossistemas (de Groot *et al.* 2002). As interações entre animais e plantas exercem um importante papel em florestas tropicais onde cerca de 90% das árvores e arbustos têm frutos carnosos adaptados à dispersão feita por animais (Frankie *et al.* 1974; Howe 1990; Jordano 1993). A perturbação de florestas tropicais e a conseqüente ruptura deste tipo de interação podem alterar a estrutura de comunidades vegetais e levar a um rearranjo do ecossistema (Brown *et al.* 2001; Wang & Smith 2002).

As plantas, por serem organismos sésseis, possuem limitações durante o ciclo reprodutivo e dependem de vetores (bióticos ou abióticos) para a realização da polinização e dispersão de sementes (Herrera 2002). A dispersão de sementes oferece às plantas vantagens como evitar a mortalidade de plântulas devido a fatores dependentes de distância e densidade, oportunidade de colonizar habitats distantes e imprevisíveis no tempo e espaço (clareiras) e alcançar microhabitats com maior probabilidade de germinação e estabelecimento (dispersão direta) (Wenny 2001). O processo de dispersão de sementes pode compreender de duas fases, a dispersão primária e a dispersão secundária (Vander Wall & Logland 2004). A maior parte dos estudos de dispersão aborda a dispersão primária por animais, ou seja, o consumo e deposição de diásporos por vertebrados (Jordano 1993), porém vários estudos têm demonstrado a importância de eventos pós-dispersão (ex: dispersão secundária, predação) no destino final de diásporos (Roberts & Heithaus 1986; Pizo & Oliviera 1998; Hulme 1998; Passos & Oliveira 2004; Vander Wall *et al.* 2005).

As formigas e roedores são considerados importantes dispersores secundários em florestas tropicais (Nepstad *et al.* 1996; Peña-Claros & Boo 2002; Christianini & Galetti 2007). Formigas em regiões tropicais são abundantes e diversificadas (Hölldobler & Wilson 1990; Byrne 1994). Muitas espécies de formigas são conhecidas por explorar diásporos, utilizando-se não somente de diásporos mirmecocóricos (adaptados à dispersão por formigas), mas também de diásporos não-mirmecocóricos (Pizo & Oliveira 2000, Passos & Oliveira 2003). Formigas em florestas tropicais podem depender de diásporos como um recurso alimentar podendo estes constituir uma importante porção da suas dietas (Kaspari 1993). Na Floresta Atlântica do sudeste do Brasil as formigas exploram uma grande variedade de diásporos, apesar de nenhuma das espécies de plantas envolvidas aparentem ter uma adaptação morfológica especializada para a dispersão por estes animais como elaiossomo (Pizo & Oliviera 2000, Passos & Oliveira 2003). A associação entre formigas e plantas pode não ser muito forte e formigas utilizam diásporos de forma oportunista de acordo com a disponibilidade (Pizo & Oliveira 2000).

Apesar da grande abundância de frutos carnosos em florestas tropicais (Jordano 1993) bem como da alta diversidade e abundância de formigas e vertebrados nessas florestas, pouco se sabe sobre a ecologia e os possíveis efeitos das perturbações de hábitat nas interações com diásporos nesses ambientes (Pizo & Oliveira 1998; Pizo *et al.* 2005). A perda da riqueza global de espécies devido às perturbações de hábitat tem sido estimada por vários autores (revisado por Paoletti *et al.* 1992; Jenkins 1992; Fahrig 2003). As estimativas variam, porém juntas sugerem que em algumas décadas a riqueza global de espécies poderia ser reduzida em até um quarto. Estudos sobre os efeitos das perturbações antrópicas e o papel das florestas secundárias como refúgio de espécies são necessários para se melhor avaliar essas tendências (Lugo 1988; Vasconcelos & Luizao 1999; Barlow *et al.* 2007). Por ser um grupo extremamente abundante e

diverso em florestas tropicais, formigas têm sido apontadas como um dos grupos “chave” indicadores de diversidade total e também para manutenção de serviços do ecossistema (Lawton *et al.* 1998; Anderson & Ashe 2000).

OBJETIVOS GERAIS

O presente trabalho procurou verificar se perturbações antrópicas na Floresta Atlântica influenciam interações ecológicas, como remoção de diásporos por formigas e vertebrados e a comunidade e comportamento de formigas interagindo com diásporos no chão da floresta.

ÁREA DE ESTUDO

A Reserva Natural do Rio Cachoeira (25°18'51" S; 48°41'45" W) é uma unidade de conservação particular de propriedade da organização não-governamental Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS), com área total de 8.600 ha, inserida na APA de Guaraqueçaba, em Antonina, litoral do Estado do Paraná, sul do Brasil. A altitude varia desde o nível do mar até aproximadamente 900m. Nela são encontradas diferentes tipologias vegetacionais, de acordo com a classificação de Veloso *et al.* (1991): Floresta Ombrófila Densa nas sub-formações Submontana, de Terras Baixas e Aluvial, Formações Pioneiras de Influência Fluvial. Em cada uma dessas tipologias, têm-se ainda diferentes estádios sucessionais, em função do histórico de ocupação da área (Ferretti & Britez 2006). Para a realização do estudo foram selecionadas áreas de floresta em idades distintas desde abandono de práticas agrícolas (9-11

anos, 15-20anos; 40-55anos) além de uma área controle de floresta primária (*sensu* Clark 1996). Para cada situação, foram selecionadas três réplicas (Figura 1).

O clima predominante na região segundo a classificação de Köppen é o subtropical úmido mesotérmico (Cfa) sem estação seca definida e isento de geadas nas regiões serranas e chuvoso tropical sempre úmido Af(t) na planície. Os dados climáticos médios para um período de 25 anos, para Antonina, mostram uma precipitação anual de 2600 mm e temperatura média de 21 °C (IPARDES 1991, Figura 2).

A Floresta Atlântica encontra-se atualmente extremamente fragmentada ao longo da costa brasileira, sendo um dos biomas mais ameaçados do planeta e prioritários para conservação, com apenas 7,5% de sua área original ainda conservada (Myers *et al.* 2000). O Estado do Paraná conserva em seu litoral alguns dos principais remanescentes deste bioma, sendo representado por florestas de encosta (Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana, Montana e Sub-Montana) e de planície (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e Aluvial), caracterizadas pela riqueza de espécies arbóreas perenifólias organizadas em estratos definidos, associadas a outras formas biológicas, igualmente diversas (Roderjan & Kuniyoshi 1988).

Na região da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba, os remanescentes de Floresta Atlântica são entremeados principalmente por pastagens, onde criam-se búfalos, e por áreas de uso agrícolas (banana, arroz, gengibre e mandioca), sendo, portanto, uma unidade de conservação de uso direto. A substituição da Floresta Atlântica por áreas de pastagem e de uso agrícola ou outras atividades antrópicas tem causado uma grande perda na biodiversidade e um grande impacto de difícil recuperação. Com a crescente criação de áreas de preservação na região, principalmente por iniciativas privadas (Ferreti & Britez 2006), muitos destes locais de

uso intenso foram abandonados e a vegetação encontra-se em um processo de regeneração natural. Portanto a paisagem regional é a de um verdadeiro mosaico ambiental, onde áreas florestais com diferentes níveis de interferência são intercaladas por pastagens abandonadas e em diferentes estádios sucessionais (Ferreti & Brites 2006).

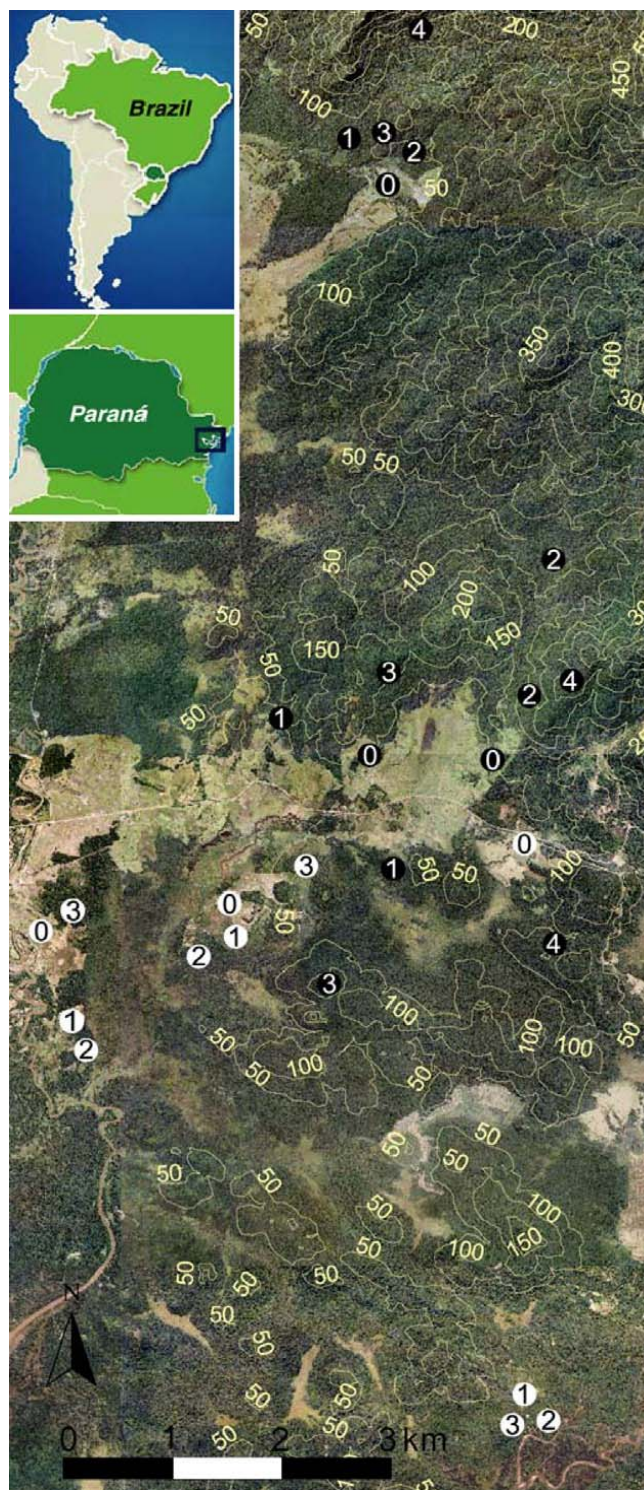


Figura 1. Localização das áreas de estudo (círculos pretos) com curvas de nível na Reserva Natural do Rio Cachoeria. Os números indicam os diferentes níveis de perturbação (1= 9-11anos; 2=15-20anos; 3=40-55anos; 4= >100 anos) (fonte= Bihn *et al.* 2008).

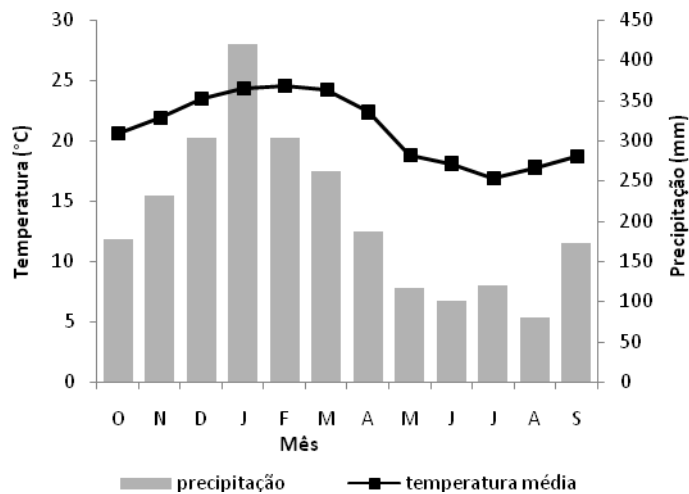


Figura 2. Precipitação e temperatura média para estação meteorológica de Antonina, PR do período de 1999 a 2008. Adaptado de Cardoso (2009).

Referências bibliográficas:

- ANDERSON, R.S. & ASHE, J.S. Leaf litter inhabiting beetles as surrogates for establishing priorities for conservation of selected tropical montane cloud forests in Honduras, Central America. **Biodiversity and Conservation**, v. 9, p. 617-653. 2000.
- BARLOW, J., GARDNER, T. A., ARAUJO, I. S., VILA-PIRES, T. C. A., BONALDO, A. B., COSTA, J. E., ESPOSITO, M. C., FERREIRA, L. V., HAWES, J., HERNANDEZ, M. I. M., HOOGMOED, M. S., LEITE, R. N., LO-MAN-HUNG, N. F., MALCOLM, J. R., MARTINS, M. B., MESTRE, L. A. M., MIRANDA-SANTOS, R., NUNES-GUTJAHR, A. L., OVERAL, W. L., PARRY, L., PETERS, S. L., RIBEIRO-JUNIOR, M. A., DA SILVA, M. N. F., DA SILVA MOTTA, C., & PERES, C. A. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *PNAS* 104:18555–18560. 2007.
- BIHN, J. H.; VERHAAG, M.; BRÄNDLE, M.; BRANDL, R. Do secondary forests act as refuges for old growth forest animals? Recovery of ant diversity in the Atlantic forest of Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, p. 733-743. 2008.
- BROWN, J. H.; WHITHAM, T. G.; ERNEST, S. K. M. & GEHRING, C. A. Complex species interactions and the dynamics of ecological systems: Long-term experiments. **Science**, v. 293, p. 643-650. 2001.
- CARDOSO, F.G. Variações fenológicas de árvores da floresta atlântica, em diferentes condições de solo. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal do Paraná. 2009.
- CLARK, D. B. Abolishing virginity. **Journal of Tropical Ecology**, v. 12, p. 735-739. 1996.

DENSLOW J. S. & GOMEZ-DIAS A. E. Seed rain to treefall gaps in a neotropical rain forest.

Canadian Journal of Forest Research, v. 20, p. 815-817. 1990.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A. & BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystems functions, goods and services. **Ecological**

Economics, v. 41, p. 393-408. 2002.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology**

Evolution and Systematic. 34:487–515. 2003.

FERRETTI, A. R. & BRITZ, R. M. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal**

for Nature Conservation, v.14, p. 249-259. 2006.

FRANKIE, G. W.; BAKER, H. G. & OPLER, P. A. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. **Journal of Ecology**, v. 62, p. 881-913. 1974.

GILBERT, L. E. Food web organization and conservation of neotropical diversity.

Conservation Biology. Sinauer Press, Standford, Connecticut. 1980.

HERRERA, C. M. Seed dispersal by vertebrates. In: HERRERA, C. M. & PELLMYR, O. Plant – Animal Interactions, an Evolutionary Approach. Blackwell publishing, Oxford, United

Kingdom, p. 185-208. 2002.

HÖLDOBLER B. & WILSON E. O. The ants. Belknap press, Cambridge, Mass. 1990.

- HOWE, H. F. Seed dispersal by birds and mammals implication for seedling demography. In: Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants, K. S. Bawa & M. Hadley, eds., The Parthenon Publishing Group, Paris, France, p. 191-218. 1990.
- HULME, P. E. Post-dispersal seed predation: consequences for plant demography and evolution. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 1, p. 32-46. 1998.
- IPARDES. Diagnóstico físico-ambiental da Serra do Mar: área Sul. Curitiba, IPARDES. 1991.
- JENKINS, M. Species extinction. In: GROOMBRIDGE, B. Global Biodiversity: Status of the earth's living resources. A report. Chapman & Hall, London, p. 192-233. 1992.
- JORDANO P. Fruits and frugivory. In: FENNER M. Seeds: the ecology of regeneration in plant communities. CAB International, Wallingford, p. 105-156. 1993.
- KASPARI M. Removal of seeds from neotropical frugivores feces: ants responses to seed number. **Oecologia**, v. 95, p. 81-88. 1993.
- LAWTON, J.H., BIGNELL, D.E., BOLTON, B., BLOEMERS, G.F., EGGLETON, P., HAMMOND, P.M., HODDA, M., HOLT, R.D., LARSEN, T.B., MAWDSLEY, N.A., STORCK, N.E., SRIVASTAVA, D.S. & WATT, A.D. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. **Nature**, v. 391, p. 72-76. 1998.
- LUGO, A.E. Estimating reductions in the diversity of tropical forest species. In: WILSON, E.O. Biodiversity. National Academy Press, Washington, DC, p. 58-70. 1988.
- MYERS, N., MITTERMEIER, C. G., MITTERMEIER, R. A., FONSECA, G. A. B. & KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853 – 858. 2000.

- NEPSTAD, D. C.; UHL, C.; PEREIRA, C. A. & SILVA, J. M. C. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. **Oikos**, v. 76, p. 25-39. 1996.
- PAOLETTI, M.G., PIMENTAL, D., STINNER, B.R., & STINNER, D. Agroecosystem biodiversity: matching production and conservation biology. In: PAOLETTI, M.G. & PIMENTAL, D. Biotic diversity in agroecosystems. Elsevier, Amsterdam, p. 3-23. 1992.
- PASSOS, L. & OLIVEIRA, P. S. Interactions between ants, fruits and seeds in a restinga forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, p. 261-270. 2003.
- PASSOS, L. & OLIVEIRA, P. S. Interaction between ants and fruits of *Guapira opposita* (Nyctaginaceae) in a Brazilian sandy plain rainforest: ant effects on seeds and seedlings. **Oecologia**, v. 139, p. 376-382. 2004.
- PEÑA-CLAROS, M. & BOO, H. The effect of forest successional stage on seed removal of tropical rain forest tree species. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 261-274. 2002.
- PIZO, M. A.; PASSOS, L. & OLIVEIRA, P. S. Ants and seeds of a nonmyrmecochorous neotropical tree, *Cabralea canjerana* (Meliaceae), in the Atlantic forest of southeast Brazil. **American Journal of Botany**, v. 85, p. 669-674. 1998.
- PIZO, M. A. & OLIVEIRA, P. S. The use of fruits and seeds by ants in the Atlantic forest of southeast Brazil. **Biotropica**, v. 32, p. 851-861. 2000.
- PIZO, M., PASSOS, L., OLIVEIRA, P. Ants as seed dispersers of fleshy diaspores in Brazilian Atlantic forests. In: Forget, P.-M., Lambert, J.E., Hulme, P.E., Vander Wall, S.B. (Eds.),

- Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Establishment. CABI Publishing, Wallingford, UK. 2005.
- RODERJAN, C. V. & KUNIYOSHI, Y. Macrozoneamento florístico da Área de Proteção Ambiental – APA – Guaraqueçaba. FUPEF. Série Técnica número 15. 53p. 1988.
- VANDER WALL, S. B.; KUHN, K. M. & BECK, J. M. Seed removal, seed predation and secondary dispersal. **Ecology**, v. 86, p. 801-806. 2005.
- VANDER WALL, S. B. & LONGLAND, W. Diplochory: Are two seed dispersers better than one? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, p. 155-161. 2004.
- VASCONCELOS, H.L. . Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. **Biodiversity Conservation**, v. 8, p. 409-420. 1999.
- WANG, B. C. & SMITH, T. B. Closing the seed dispersal loop. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 17, p. 379–387. 2002.
- WENNY, D. G. Advantages of seed dispersal: A re-evaluation of directed dispersal. **Evolutionary Ecology Research**, v. 3, p. 51-74. 2001.

Capítulo 1*

A perturbação de hábitat reduz a remoção de sementes na Floresta Atlântica do sul do Brasil

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

HABITAT DISTURBANCE REDUCES POST DISPERSAL SEED REMOVAL IN THE ATLANTIC FOREST OF SOUTHERN BRAZIL

Disturbance effects on seed removal by ants vs. vertebrates

Keywords: secondary forests, ants, vertebrates, seed dispersal, seed predation.

Victor P. Zwiener ^{1*}, Jochen H. Bihn ², Márcia C. M. Marques ¹

¹Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Caixa Postal 19.031, 81531-980 Curitiba, Paraná, Brazil

²Department of Animal Ecology, Philipps-University Marburg, Karl-von-Frisch Strasse 8, 35032 Marburg, Germany

* Corresponding author. Email: victorpz_bio@yahoo.com.br

Abstract

Anthropogenic habitat disturbance is reducing and changing tropical forests. Knowledge about the extent to which these changes affect ecosystem processes is a key issue in order to preserve forest structure and the services they provide. Seed removal and predation are important processes in tropical forests as they can influence seedling recruitment, plant species diversity and community structure. We carried out an exclusion experiment to investigate the relative impact of ants and vertebrates on seed removal in three forest contrasting in disturbance level (years since abandonment from use as pasture) and old growth forest in southern Brazil. Early successional stages were considered more disturbed forests. Seeds were placed on the forest floor and checked after 48h. The rate of seed removal by ants and vertebrates followed similar trends

along the successional gradient: for both groups of granivores seed removal increased with decreasing levels of disturbance. Seed removal in old growth forests (43%) was higher than in 40-55 years, 15-20 years and 9-11 years old forests (35%; 26% and 26%, respectively). Our findings showed that habitat disturbance affects species interactions reducing post-dispersal seed removal and probably affecting seedling recruitment, forest structure and ecosystem processes.

INTRODUCTION

Anthropogenic habitat disturbance threatens biodiversity. Tropical forests have been degraded or reduced from their original distribution at alarming rates over the past century (ITTO 2002). Human economy, health and well-being are closely related to the integrity of ecosystems and their services provided (de Groot *et al.* 2002; Días *et al.* 2006; MEA 2005). If disturbances cause extinction or large decline of local species, especially dominant or keystone species, they may cause a reorganization of the ecosystem with major changes in species composition, ecosystem processes and consequently ecosystem services (Brown *et al.* 2001; Días *et al.* 2006). Seed dispersal plays an important role as an ecosystem process as it influences the spatial distribution and survival of seedlings, and ultimately the structure of plant communities (Wang & Smith 2002).

Ecosystem processes take place within an ecosystem and are fundamental to maintain its integrity. They are regulated by the interplay of abiotic and biotic factors, and include processes such as decomposition and nutrient cycling, primary productivity, trophic transfer from plants to animals, pollination and seed dispersal, among others (de Groot *et al.* 2002; Días *et al.* 2006). Many tropical plants rely on seed dispersal by animals for successful reproduction since nearly 90% of trees have fleshy fruits adapted for animal dispersal (Frankie *et al.* 1974). Seed dispersal

by animals has been described as a multi phase process since groups of seed dispersers play different roles on seed movement (Vander Wall *et al.* 2005a; Vander Wall *et al.* 2005b). Primary seed dispersal moves seeds in relatively long distances and it is mainly done by birds and mammals providing escape from high plant mortality caused by distance or density dependent factors near conspecifics and colonization of habitat patches far from the parent. Secondary seed dispersal is mainly done by invertebrate and vertebrate animals that forage on the forest floor. It rearranges the vertebrate generated seed shadow moving seeds to particular microhabitats where the probability of seedling establishment is disproportionately high (Böhning-Gaese *et al.* 1999; Roberts & Heithaus 1986; Vander Wall & Logland 2004; Wenny 2001). An increasing number of studies have emphasized the importance of secondary dispersal for plant populations (Passos & Oliveira 2004; Pizo & Oliviera 1998; Roberts & Heithaus 1986; Vander Wall & Logland 2004; Wenny 2001). Relatively little is known however about the effect of habitat disturbance on the second phase of seed dispersal in tropical forests (Chazdon 2003; Folgarait 1998).

Two animal groups are important players in secondary dispersal in tropical forests: ants and mammals. Ants are remarkably abundant and diverse in tropical forests and constitute an important group for conservation monitoring (Underwood & Fisher 2006). Ants are known to explore a variety of fruits and seeds on the forest floor (Levey & Byrne 1993; Pizo & Oliveira 2000; Passos & Oliveira 2003) exploring seeds with elaiosomes, adapted for dispersal by ants (true myrmecochorous fruits) as well as fleshy fruits lacking elaiosomes (Pizo & Oliveira 1998; Passos & Oliveira 2004). One way in which ants contribute to plant reproductive cycle is by removing fallen fruits from the forest floor or seeds from vertebrate feces into their nests where they remove the fleshy pulp and discard seeds unharmed in refuse piles (Kaspari 1993). Ants also remove the fleshy part of fruits *in situ* promoting better conditions for germination and

establishment of seedlings (Ohkawara & Akino 2005). Vertebrates are also important secondary seed dispersers and predators. Scatterhoarding rodents remove seeds on the forest floor and cache some of them; cached seeds have higher probabilities of germination and successful establishment (Vander Wall *et al.* 2005a; 2005b). Ants and vertebrates act mainly as seed predators. However, many seeds removed by these animals are left intact and are transported to microhabitats with better conditions for establishment than at their original location (Levey & Byrne 1993). Plant-animal interactions are complex and might be simultaneously antagonistic and mutualistic (Retana *et al.* 2004). If a seed on the forest floor is removed by an animal, this could be either an antagonistic act of seed predation or a mutualistic act of seed dispersal. Both actions have consequences for the reproductive success of the plant, regardless of seed fate.

Ant diversity is reduced and community structure is altered in tropical areas that have been disturbed (Armbrecht *et al.* 2004; Silva *et al.* 2007). On a preliminary study carried out at the same study sites in south of Brazil, Bihn *et al.* (2008) found a reduction in ant richness and a subset of the original ant assemblage in younger successional stages, indicating that habitat disturbance affects composition of ant community on these forests. Habitat disturbance also affects small mammal communities by reducing its diversity in the Atlantic rainforest (Christianini & Galetti 2007; Fonseca & Robison 1990).

Different animal taxa show different response towards habitat disturbance in terms of species richness, percentage of species restricted to old growth forest, community structure and composition. Some animal groups are much more vulnerable and their diversity and composition is much reduced in secondary forests (Barlow *et al.* 2007). The abundance of small mammals, their foraging decisions and consequently seed removal rates tend to be greatest in areas with

high structural complexity (Manson & Stiles 1998; Hulme 1998 and references therein). Small mammals are exposed and more likely to be predated in areas lacking complex cover (Kotler *et al.* 1991). Ground-foraging ant community changed facing alterations of the physical conditions of shade, leaf litter and moisture (Kaspari 1993; Perfecto and Vandermeer 1996). Evaluating how seed removal by different granivorous taxa is affected by habitat disturbance is an important step for a better understanding of its consequences on the ecosystem.

In this study, we quantify the relative impact of invertebrates and vertebrates on seed removal along a gradient of regenerating forests in the Atlantic Forest of Brazil. Rates of seed removal were examined in secondary forests differing in age since abandonment, and old growth forests. Exclosure experiments were used to investigate the relative impact of ants and vertebrates on seed removal along a gradient of regenerating tropical forests in southern Brazil. Specifically, we addressed the following questions:

- (1) Does habitat disturbance affect rates of seed removal in the Atlantic Forest of southern Brazil?
- (2) Does the effect of habitat disturbance on seed removal rates differ between guilds of granivores?

METHODS

Study region and sites

Field studies were conducted at the Rio Cachoeira Nature Reserve (located at 25°18'51''S; 48°41'45''W) in the state of Paraná, southern Brazil. The regional climate is classified as humid sub-tropical (Köppen's Cfa). The area receives an annual rainfall of 2600 mm with less rain

occurring during the months of May to August. The mean temperature varies between 16.2°C in July and 24.5°C in February (IPARDES 1991). Dense, ombrophilous lowland and submontane forests originally covered the area, but these suffered intense exploitation and large parts of them had been converted to pastures. The resulting landscape mosaic consisted of recently abandoned pastures, secondary forests in various stages of succession, and old-growth forests (Ferretti & Britez 2006).

We assessed seed removal in secondary forests in relation to the degree of anthropogenic disturbance. The degree of disturbance was measured as the time since abandonment of use as pastures. A similar approach has been used by Zelikova and Breed (2008). We selected 3 age classes of secondary forests: 9-11 years, 15-20 years, and 40-55 years since abandonment. Additionally, we measured seed removal in old growth forests (*sensu* Clark 1996) as a reference. Old growth forests had not been logged for at least 100 years. Three study sites were selected for each forest type. Land-use history for study sites was established through interviews with residents and reserve staff corroborated by inspection in a GIS environment of high resolution, geocoded orthophotos from the years 1952, 1980 and 2002. Replicated sites of a particular forest were separated by an average distance of 4 km (range: 1–6 km). Replicated sites were never situated in one continuous patch of the same vegetation type, but separated by areas of different successional stages, pastures, etc. (see Bihn *et al.* 2008 for a map of the reserve and the location of the study sites within it).

Seed removal experiments

At each site we set up 10 sampling stations separated by a minimum of 10 m. At each station we placed two plastic plates (8.5 cm in diameter) with 1 g of milled Tartary buckwheat

seeds (*Fagopyrum tataricum* (L.) Gaertn.). Seeds used in the experiment are not native to the study region. Many seed predation studies have used non-native seeds worldwide (eg. Christianini & Galetti 2007; Zelikova & Breed 2008) Seed fragments ranged from 1 to 4 mm in diameter and had a mean dry mass of $12 \text{ mg} \pm 1 \text{ SE}$ ($n = 50$). We used relatively small seed sizes because the removal of small seeds is not constrained by the size of the seed predator but large seeds tend to be removed only by larger seed predators (Mendoza & Dirzo 2007; Muñoz & Bonal 2008; Pfeiffer *et al.* 2006). Preliminary seed removal trials confirmed that seed fragments used in the experiments were attractive to both ants and vertebrates.

On the edge of one plastic plate at each sampling station we spread a thick layer of grease, allowing the access by small mammals and birds but not ants. The second plate was covered with a wire cage (15cm x 15cm x 15cm, 1 cm mesh size) to exclude vertebrates but allowing ants to access the seeds. Cages were secured to the ground with wire anchors. We placed a transparent plastic cover over each plate to prevent the seeds from being washed away by rainfall. Sampling stations were placed at least 50 m from trails, or any other different habitat to reduce edge effect. We placed one gram of seeds on each plate, arranged in a pile of ≈ 1 cm in diameter. After 48h seeds were carefully collected into plastic bags, oven-dried (at 60°C for 3 days) and reweighted. The difference of weight was considered the amount removed. Seed removal trials were performed in August/September 2007 (winter) and March/April 2008 (summer). To reduce possible variation in seed removal due to weather conditions, we performed experiments in one site of each forest age class on the same day. Trials were performed in the absence of heavy rain.

Data analysis

Seed removal was analyzed with ANOVA as a split-plot design. The between subject factors were forest age (fixed; levels: 9-11 years, 15-20 years, 40-55 years, > 100 years) and a random effect of site nested within forest age. Within subject factors were exclosure (fixed; levels: ant exclosure, vertebrate exclosure) and season (fixed; levels: winter, summer). We tested for a linear trend in changes of seed removal along the disturbance gradient employing polynomial contrast coefficients that were coded according to the difference in years between the forest age classes. Data on seed removal were log₁₀-transformed prior to analysis to reduce skewness of the distribution.

RESULTS

Seed removal in the 12 study sites varied from 15 to 73 % depending on the forest and season of the year. In secondary forests of the Atlantic Rainforest of Brazil, seed removal increased with decreasing levels of disturbance (Fig. 1, table 1). Average seed removal in old growth forests (43%) was higher than in 40-55 years, 15-20 years and 9-11 years forests (35%; 26% and 26%, respectively). Seed removal in old growth forest was 1.6 times higher than in the most disturbed forest. Ants and vertebrates removed similar amounts of seeds within sites and removal by both groups showed a general increase from most disturbed forests to least disturbed forests. Ants and vertebrates removed 24% and 27% of seeds in 9-11 years forests, 26% and 26% in 15-20 years forests, 33% and 37% in 40-55 years forests and 45% and 40% in > 100 years forests, respectively. The season of the year had a significant effect on seed removal rates; removal in winter (29%) was 1.2 times lower than in summer (36%).

DISCUSSION

The rate of seed removal by ants and vertebrates followed similar trends along the disturbance gradient: for both groups of granivores seed removal increased with decreasing levels of habitat disturbance. Our study demonstrates that anthropogenic habitat disturbance affects the rate of seed removal in younger successional stages. Seed removal showed seasonality, a greater amount of seeds were removed during summer trials.

Habitat disturbance led to reduced rates of seed removal in our study. The same has been reported for other studies in tropical forests with a similar focus. For example, mammal seed removal within 5 d was lower in gaps (40-60%) compared with mid succession (60-70%) and mature forest (60-90%) habitats (Sanchez-Cordero & Martinez-Gallardo 1998); 26-33% and 54-89% of seeds were removed within 3 d in forest edge and interior, respectively (Chauvet & Forget 2005); removal rates (open to all seed predators) were slower under isolated trees than under continuous vegetation (Jurado *et al.* 2006). Invertebrate seed removal rates were negatively correlated with gap related traits in another Brazilian Atlantic Rainforest site (Cristianini & Galetti 2007). Disturbance does not always seem to have the same effect on seed removal by ants and/or vertebrates since no difference was found in total seed removal between forest fragments (83%) and continuous forest (88%) in Mexico (Martinez-Sanchez 2004), secondary vs. primary forests (DeMattia *et al.* 2004; Notman & Gorchoy 2001), and in forests varying in disturbance levels (Asquith *et al.* 1997). In fact, some studies reported an opposite trend with rates of seed removal increasing towards disturbed forests (Andresen & Pedroza-Espino 2005; Forget & Cuijpers 2008; Guimaraes & Cogni. 2002; Peña-Claros & de Boo 2002; Zelikova & Breed 2008).

The effect of habitat disturbance was not distinct for ants and vertebrates. Removal by both groups is affected in a similar way. Ant removal rates found in this study are similar to those of other studies, when compared similar forests: removal in secondary forest of 35y within 2h = 30% (Zelikova & Breed 2008); removal in old growth forest within 2d = 45% (Formara & Dalling 2005). Lower removal rates by ants (29%) and higher rates for vertebrates (76%) were found in tropical deciduous forest (Briones-Salas *et al.* 2006). Removal of seeds exposed to invertebrates (9.6%) was much lower than removal by vertebrates (>75%) in a lowland tropical rainforest. In this study seed and seedling predation by invertebrates was found to be significantly higher in mature forest, while seed predation by rodents was higher in secondary forest (Notman & Gorchov 2001).

Rates of seed removal varied between winter and summer trials, both trials showed a trend of higher seed removal in forests with higher levels of habitat disturbance. Intra and inter annual variation in seed removal/predation have been described by other studies (Pizo & Oliveira 2000; Schupp 1990). Vertebrate and invertebrate forage activities are generally affected by seasonal variations. Additionally, fruit and seed availability in Atlantic forest are highest in late summer (Marques & Oliveira 2008) and should affect the lower seed removal in winter in our experiment.

There is a great variance in experimental designs of studies that measure seed removal. This variation could partially explain the discrepancy among final results of seed removal experiments in tropical forests. For example, the chemical content of diaspores has a strong influence on seed removal by ants, diaspores with high lipid content (>60%) attract a larger assemblage and positively influence the recruitment rate of ants than diaspores with low lipid

content (<8%) (Pizo & Oliveira 2001). Density and fluctuation in population size of seed predators directly affected removal rates in Costa Rica. When small-rodent abundance was low fewer seeds were removed and the importance of large mammals as seed dispersers increased (DeMattia *et al.* 2004). Nonetheless general patterns can be traced and compared among results of seed removal studies.

Seed removal is a rough estimate of seed fate. Seeds removed could be either preyed upon or dispersed, both with important consequences for plant community structure. Escape of seeds from density-dependence seed predation maintains high tree seedling diversity in a tropical forest (Harms *et al.* 2000). Seed predation reduces competition among future seedlings, seeds that are secondary dispersed escape from high competition and mortality conditions under parent tree or in vertebrates faeces, to sites that are more suitable for germination and establishment (Horvitz & Schemske 1994; Hulme 1998; Vander Wall & Longland 2004; Wang & Smith 2002). Seed predators can influence plant demography by reducing seed densities below the density of available microsites (Hulme 1998). In disturbed forests seed dispersal could be a limiting factor for successful establishment of seedlings.

Endemic and more specialist species are more affected by habitat disturbance (Barlow *et al.* 2007). If those species are responsible for effective seed dispersal on the forest floor, the absence of them in more disturbed forests would result in a higher probability of seeds removed being killed rather than dispersed. Some studies that have evaluated the final fate of removed seeds describe higher rates of seed predation over dispersal in disturbed sites (Asquith *et al.* 1997; Guarigata *et al.* 2000; Guarigata *et al.* 2002). Habitat disturbance may affect the pollinators foraging behaviour and consequently reduce disproportionately seed set of tropical

species (Ghazoul *et al.* 1998; Ghazoul & McLeish 2001). Adding to that a lower rate of removal in more disturbed sites, and higher predation risk this could result in less successful establishment of seedlings in these forests.

The final fate of seeds was not determined in this study, nor the species removing seeds. Species of granivores have different contribution to plant reproductive cycle, some species may act more as seed predators, consuming seeds or dispersing seeds in shorter distances and to microhabitat not suitable for germination (Zelikova & Breed 2008). The effect of forest age on seed removal of different guilds of granivores could have been masked by a shift in the community of disperser species. Among vertebrates, granivorous birds have been pointed as important seed predators in highly impacted Atlantic rainforest of southern Brazil (Christianini & Galetti 2007; Pizo & Vieira 2004). Whereas the diversity of small mammal community is reduced, granivorous birds seem to be favored reaching higher abundance in disturbed forests (Christianini & Galetti 2007; Pizo & Vieira 2004). Nonetheless both seed predation and seed dispersal have important consequences for plant diversity and even though final seed fate was not evaluated in this study results show a modification of seed removal dynamics and possibly seed fate due to habitat disturbance.

This study shows how anthropogenic habitat disturbance affects interactions among plants and granivores on the forest floor of the Atlantic Forest. Adding to an alteration of diversity and composition of tropical communities shown by other studies, this could have important consequences for tropical forests diversity. If we intend to preserve fully functional ecosystems and continue to benefit from its services provided we must focus efforts in preserving and re-establishing diversity, composition, relative abundance of species, their interactions and functional organization. Future conservation/restoration projects should consider

species interaction such as seed dispersal by invertebrates and vertebrates as it is an important process for the maintenance of tropical forests.

ACKNOWLEDGMENTS

This study is part of the Ms. Dissertation of VPZ at the Federal University of Paraná, Brazil and it was financially supported by Brazilian Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (*Solobioma* Project, 690148/01-1), the German Federal Ministry of Education and Research (BMBF project number 01LB0201), and the *Fundação O Boticário de Proteção à Natureza*. We thank the support of the SPVS for allowing us to work at Cachoeira Nature Reserve and their staff for field work assistance. We also thank Roland Brandl, Alexander Christianini, Marco A. Pizo and Marcio R. Pie for comments and suggestions.

LITERATURE CITED

- ASQUITH, N. M., WRIGHT, S. J. & CLAUSS, M. J. 1996. Does Mammal Community Composition Control Recruitment in Neotropical Forests? Evidence from Panama. *Ecology* 78: 941-946.
- ARMBRECHT, I., RIVERA, L. & PERFECTO, I. 2004. Reduced diversity and complexity in the leaf-litter ant assemblage of Colombian coffee plantations. *Conservation Biology* 19: 897–907.
- BARLOW, J., GARDNER, T. A., ARAUJO, I. S., VILA-PIRES, T. C. A., BONALDO, A. B., COSTA, J. E., ESPOSITO, M. C., FERREIRA, L. V., HAWES, J., HERNANDEZ, M. I. M., HOOGMOED, M. S., LEITE, R. N., LO-MAN-HUNG, N. F., MALCOLM, J. R., MARTINS, M. B., MESTRE, L. A. M., MIRANDA-SANTOS, R., NUNES-GUTJAHR,

- A. L., OVERAL, W. L., PARRY, L., PETERS, S. L., RIBEIRO-JUNIOR, M. A., DA SILVA, M. N. F., DA SILVA MOTTA, C., & PERES, C. A. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *PNAS* 104:18555–18560.
- BIHN, J. H., VERHAAG, M., BRÄNDLE, M. & BRANDL, R. 2008. Do secondary forests act as refuges for old growth forest animals? Recovery of ant diversity in the Atlantic forest of Brazil. *Biological Conservation*, 141: 733-743.
- BRIONES-SALAS, M., SÁNCHEZ-CORDERO, V. & SÁNCHEZ-ROJAS, G. 2006. Multi-species fruit and seed removal in a tropical deciduous forest in Mexico. *Canadian Journal of Botany* 84: 433-442.
- BÖHNING-GAESE, K., GAESE, B. H., & RABEMANANTSOA, S. B. 1999. Importance of primary and secondary seed dispersal in the Malagasy tree *Commiphora guillaumini*. *Ecology* 80: 821-832.
- BROWN, J. H., WHITHAM, T. G., ERNEST, S. K. M. & GEHRING, C. A. 2001. Complex species interactions and the dynamics of ecological systems: Long-term experiments. *Science* 293: 643-650.
- CHAUVET, S. & FORGET, P. M. 2005. Edge effects on post-dispersal seed removal in a fragmented rain forest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 21:113-116.
- CHAZDON, R. L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6: 51-71.

- CHRISTIANINI, A. V. & GALETTI, M. 2007 (a). Toward reliable estimates of seed removal by small mammals and birds in the Neotropics. *Brazilian Journal of Biology* 67: 203-208.
- CHRISTIANINI, A. V. & GALETTI, M. 2007 (b). Spatial variation on pos-dispersal seed removal in an Atlantic Forest: Effect of habitat, location and guilds of seed predators. *Acta oecologica* 32: 328-336.
- CLARK, D. B. Abolishing virginity. 1996. *Journal of Tropical Ecology* 12: 735-739.
- DE GROOT, R. S., WILSON, M. A. & BOUMANS, R. M. J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystems functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.
- DEMATTIA, E. A., CURRAN, L. M. & RATHCKE, B. J. 2004. Effects of small rodents and large mammals on neotropical seeds. *Ecology* 85: 2161-2170.
- DÍAZ, S., FARGIONE, J., STUART CHAPIN, F. III & TILMAN, D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol* 4: 277.
- DUNCAN, R. S., WENNY, D. G., SPRITZER, M. D. & WHELAN, C. J. 2002. Does human scent bias seed removal studies? *Ecology* 83: 2630-2636.
- FERRETTI, A. R. & BRITEZ, R. M. 2006. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. *Journal of Nature Conservation* 14: 249-259.

- FOLGARAIT, P. J. 1998. Ants biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation* 7: 1221-1244.
- FONSECA, G. A. B. & ROBINSON, J. G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation*. 53: 265-294.
- FORMARA, D. A. & DALLING, J. W. 2005. Post-dispersal removal of seeds of pioneer species from five Panamanian forests. *Journal of Tropical Ecology* 21: 79-84.
- FRANKIE, G. W., BAKER, H. G. & OPLER, P. A. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology* 62: 881-913.
- GHAZOUL, J., LISTON, K. A. & BOYLE, T. J. B. 1998. Disturbance-Induced Density-Dependent Seed Set in *Shorea siamensis* (Dipterocarpaceae), a Tropical Forest Tree. *The Journal of Ecology* 86: 462-473.
- GHAZOUL, J. & MCLEISH, M. 2001. Reproductive ecology of tropical forest trees in logged and fragmented habitats in Thailand and Costa Rica. *Plant Ecology* 153: 335–345.
- GUARIGUATA, M. R., CLAIRE, H. A. & JONES G. 2002. Tree seed fate in a logged and fragmented forest landscape, Northeastern Costa Rica. *Biotropica* 34: 405–415.
- GUARIGATA, M. R., ADAME J. J. R. & FINEGAN, B. 2000. Seed removal and fate in two selectively logged lowland forest with contrasting protection levels. *Conservation Biology* 14: 1046-1054.

- GUIMARAES, P. R. & COGNI, R. 2002. Seed cleaning of *Cupania vernalis* (Sapindaceae) by ants: edge effect in a highland forest in south-east Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 18: 303-307.
- HARMS, K. E., WRIGHT, S. J., CALDERÓN, O., HERNÁNDEZ, A & HERRE, E. A. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature* 404: 493-495.
- HORVITZ, C. C. & SCHEMSKE, D. W. 1994. Effects of dispersers, gaps, and predators on dormancy and seedling emergence in a tropical herb. *Ecology* 75: 1949-1958.
- HULME, P. E. 1998. Post-dispersal seed predation: consequences for plant demography and evolution. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 1: 32-46.
- IPARDES. 1991. Diagnóstico físico-ambiental da Serra do Mar: área Sul. Curitiba, IPARDES.
- ITTO (International Tropical Timber Organization). 2002. Guidelines for the Restoration, Management and Rehabilitation of Degraded and Secondary Tropical Forests. ITTO Policy Development Series No. 13.
- JURADO, E., FLORES, J., ENDRESS, A. G., FLORES, M., ESTRADA, E., & PANDO, M. 2006. Seed removal rates under isolated trees and continuous vegetation in semiarid thornscrub. *Restoration Ecology* 14: 204-209.
- KASPARI, M. 1993. Removal of seeds from neotropical frugivores feces: ants responses to seed number. *Oecologia* 95:81-88.

- KOTLER, B. P., BROWN, J. S. & HASSON, O. 1991. Factors affecting gerbil foraging behavior and rates of owl predation. *Ecology* 72: 2249-2260.
- LEVEY, D. J. & BYRNE, M. M. 1993. Complex ant-plant interactions: rain-forest ants as secondary dispersers and postdispersal seed predators. *Ecology* 74: 1802-1812.
- MANSON, R. H. & STILES, E. W. 1998. Links between microhabitat preference and seed predation by small mammals in old fields. *Oikos* 82: 37-50.
- MARQUES, M. C. M. & OLIVEIRA, P. E. A. M. 2008. Seasonal rhythms of seed rain and seedling emergence in two tropical rainforests in southern Brazil. *Plant Biology* 10:596-603.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005. Ecosystems and human well-being synthesis. Island Press, Washington, D.C.
- MENDOZA, E. & DIRZO, R. 2007. Seed-size variation determines interspecific differential predation by mammals in a neotropical rain forest. *Oikos* 116: 1841-1852.
- MUÑOZ, A. & BONAL, R. L. 2008. Are you strong enough to carry that seed? Seed size/body size ratios influence seed choices by rodents. *Animal behaviour* 76: 709-715.
- NOTMAN, E. & GORCHOV, D. L. 2001. Variation in post-dispersal seed predation in mature Peruvian lowland tropical forest and fallow agricultural sites. *Biotropica*, 33: 621-636.
- OHKAWARA, K. & AKINO, T. 2005. Seed cleaning behavior by tropical ants and its anti-fungal effect. *Journal of Ethology* 23:93-98.

- PASSOS, L. & OLIVEIRA, P. S. 2002. Ants affect the distribution and performance of *Clusia criuva* seedlings, a primarily bird-dispersed rainforest tree. *Journal of Ecology* 90:517–528.
- PASSOS, L. & OLIVEIRA, P. S. 2003. Interactions between ants, fruits and seeds in a restinga forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19:261-270.
- PASSOS, L. & OLIVEIRA, P. S. 2004. Interaction between ants and fruits of *Guapira opposita* (Nyctaginaceae) in a Brazilian sandy plain rainforest: ant effects on seeds and seedlings. *Oecologia* 139:376-382.
- PEÑA-CLAROS, M. & DE BOO, H. 2002. The effect of forest successional stage on seed removal of tropical rain forest tree species. *Journal of Tropical Ecology* 18:261–274.
- PERFECTO, I. & VANDERMEER, J. 1996. Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. *Oecologia* 108:577-582.
- PFEIFFER, M., NAIS, J. & LINSENMAIR, K. E. 2006. Worker size and seed size selection in ‘seed’-collecting ant ensembles (Hymenoptera: Formicidae) in primary rain forests on Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 22:685–693.
- PIZO, M. A., PASSOS, L. & OLIVEIRA, P. S. 1998. Ants and seeds of a nonmyrmecochorous neotropical tree, *Cabralea canjerana* (Meliaceae), in the Atlantic forest of southeast Brazil. *American Journal of Botany* 85: 669-674.
- PIZO, M. A. & OLIVEIRA, P. S. 2000. The use of fruits and seeds by ants in the Atlantic forest of southeast Brazil. *Biotropica* 32:851-861.

- PIZO, M. A. & OLIVEIRA, P. S. 2001. Size and lipid content of nonmyrmecorous diaspores: Effects on the interaction with litter-foraging ants in the Atlantic rain forest of Brazil. *Plant Ecology* 157: 37–52.
- PIZO, M. A.; VIEIRA, E. M. 2004. Granivorous birds as potentially important post-dispersal seed predators in a Brazilian forest fragment. *Biotropica* 36: 417-423.
- RETANA, J., PICÓ, F. X. & RODRIGO, A. 2004. Dual role of harvesting ants as seed predators and dispersers of a non-myrmecorous Mediterranean perennial herb. *Oikos* 105: 377-385.
- ROBERTS, J. T. & HEITHAUS, E. R. 1986. Ants rearrange the vertebrate-generated seed shadow of a neotropical fig tree. *Ecology* 67: 1046-1051.
- SANCHEZ-CORDERO, V. & MARTINEZ-GALLARDO, R. 1998. Postdispersal fruit and seed removal by forest-dwelling rodents in a lowland rainforest in Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 14:139–151.
- SCHUPP, E. W. 1990. Annual variation in seedfall, postdispersal predation, and recruitment of a neotropical tree. *Ecology* 71:504-515.
- SILVA, R. R., FEITOSA, R. S. M. & EBERHARDT, F. 2007. Reduced ant diversity along a regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 240: 61-69.
- UNDERWOOD, E. C. & FISHER, B. L. 2006. The role of ants in conservation monitoring: if, when and how. *Biological Conservation* 132:166-182.

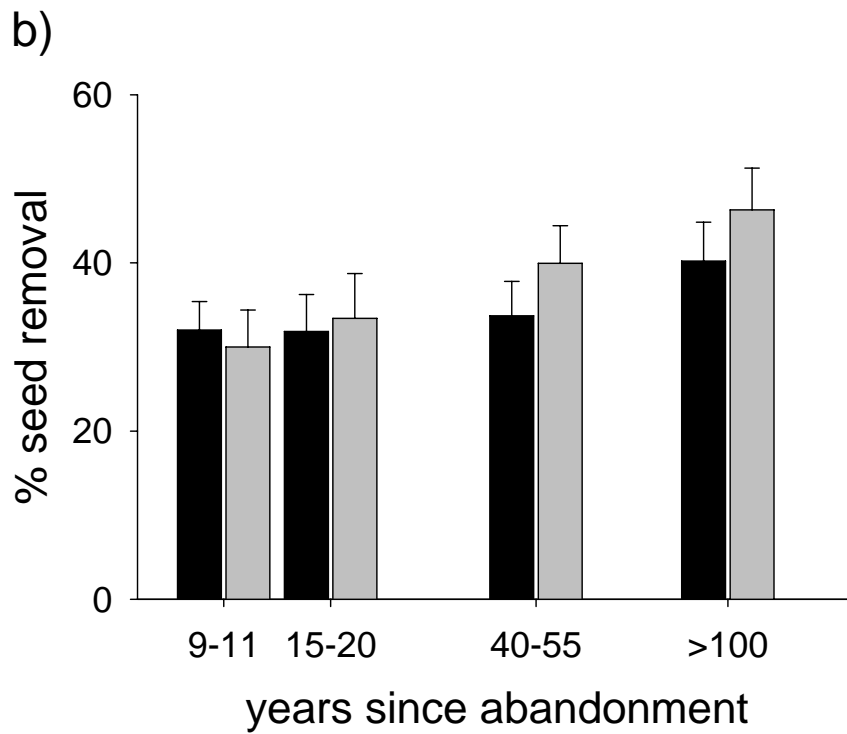
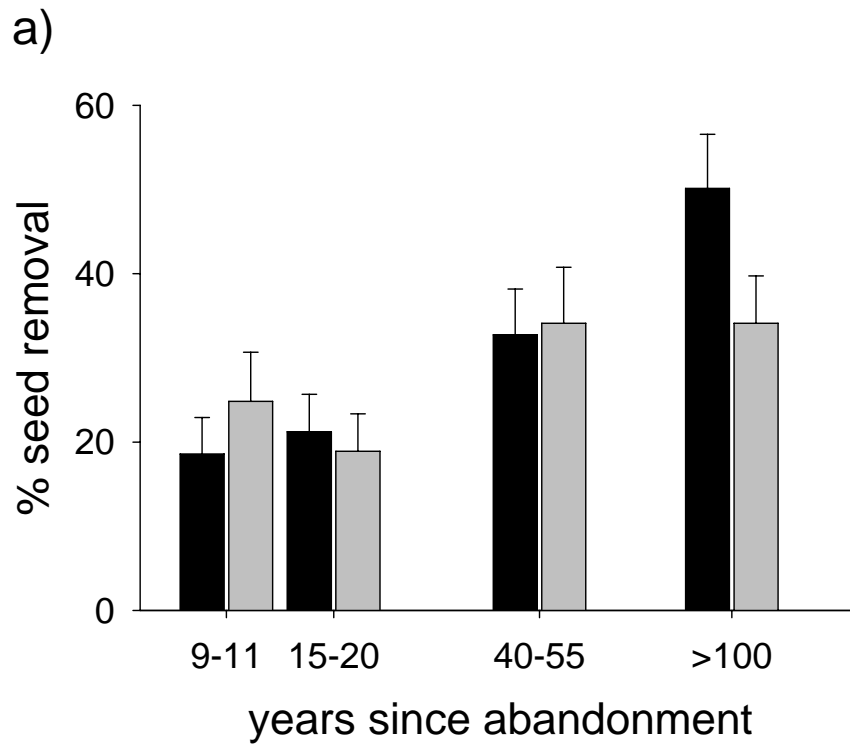
- VANDER WALL, S. B., KUHN, K. M. & BECK, J. M. 2005(a). Seed removal, seed predation and secondary dispersal. *Ecology* 86:801-806.
- VANDER WALL, S. B., KUHN, K. M. & GWOREK, J. R. 2005(b). Two fase seed dispersal: linking the effects of frugivorous birds and seed-caching rodents. *Oecologia* 145:282-287.
- VANDER WALL, S. B. & LONGLAND, W. 2004. Diplochory: Are two seed dispersers better than one? *Trends in Ecology and Evolution* 19:155-161.
- ZELIKOVA, T. J. & BREED, M. D. 2008. Effects of habitat disturbance on ant community composition and seed dispersal by ants in a tropical dry forest in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 24:309–316.
- WANG, B. C. & SMITH, T. B. 2002. Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology and Evolution* 17:379–387.
- WENNY, D. G. 2001. Advantages of seed dispersal: A re-evaluation of directed dispersal. *Evolutionary Ecology Research* 3:51-74.

Table and Figures:

Table 1. Results of split-plot ANOVA on the effects of forest age (years since abandonment), exclosure (ant exclosure vs. vertebrate exclosure), season (summer, winter) and site (nested within forest age class) on seed removal.

Source of variation	df	MS	F	<i>p</i>
<i>Between subject</i>				
Forest age	3	1.903	2.693	0.117
Linear trend (forest age)	1	5.562	7.871	0.023
Site (forest age)	8	0.707		
<i>Within subject</i>				
Exclosure	1	0.175	1.183	0.308
Exclosure x forest age	3	0.021	0.144	0.931
Exclosure x site (forest age class)	8	0.148		
Season	1	5.948	9.326	0.016
Season x forest age class	3	0.288	0.451	0.723
Season x site (forest age class)	8	0.638		
Season x exclosure	1	0.216	1.325	0.283
Season x forest age class x exclosure	3	0.170	1.043	0.425
Site (season x forest age class x exclosure)	8	0.163		
Error	432	0.107		

Figure 1: Mean percent seed removal (\pm SE) by ants (black bars) and vertebrates (gray bars) in forests differing in habitat disturbance (years since abandonment) during winter (a) and summer (b). Note the log scale on the x-axes.



Capítulo 2*

Perturbações Antrópicas na Floresta Atlântica do Sul do Brasil: Efeito sobre a Comunidade e o Comportamento de Formigas Interagindo com Sementes

*Este capítulo foi preparado de acordo com as normas da revista *Neotropical Entomology*

36 Resumo

37 Perturbações têm modificado florestas tropicais, reduzindo diretamente a abundância e
38 distribuição das espécies ou indiretamente afetando a estrutura da floresta e processos
39 responsáveis pela sua sustentabilidade. Dispersão de sementes por formigas constitui um
40 importante processo em florestas tropicais, pois influencia o recrutamento de várias espécies de
41 plantas. O objetivo deste trabalho foi de avaliar a estrutura de comunidades de formigas e o
42 comportamento de interação com sementes em florestas com diferentes níveis de perturbação
43 (anos desde abandono das áreas utilizadas como pasto) e comparado com florestas preservadas.
44 Foram utilizadas sementes de espécies locais da região, *Pera glabrata* (Euphorbiaceae),
45 *Hyeronima alchorneoides* (Euphorbiaceae) e *Trema micrantha* (Ulmaceae), como isca para
46 atração de formigas. As sementes foram observadas por 2h, formigas interagindo com as
47 sementes foram coletadas e o comportamento anotado. Na floresta de 9-11 anos desde a
48 perturbação foram amostradas 7 espécies; 9, 12 e 10 espécies foram amostradas nas florestas de
49 15-20 anos, 40-55 anos e >100 anos, respectivamente. As florestas com diferentes níveis de
50 perturbação apresentaram estrutura das comunidades de formigas muito similar. O
51 comportamento “limpeza de semente” foi o mais frequente em todas as áreas sendo “remoção de
52 diásporos” mais frequente em áreas mais preservadas do que em áreas perturbadas. Apesar da
53 grande similaridade entre as comunidades e plasticidade das espécies de formigas em relação ao
54 hábitat e dieta, as diferenças na abundância relativa e comportamento das espécies sugerem uma
55 possível alteração da estrutura de comunidades vegetais na Floresta Atlântica.

56 Palavras-chave: dispersão de sementes, espécies generalistas, comportamento

57 As perturbações provocadas pelo homem sobre os ecossistemas são responsáveis pela
58 perda da biodiversidade atual (ITTO 2002; Lamb 2005). Tais perturbações podem afetar
59 ecossistemas diretamente, através da extinção local de espécies, ou indiretamente, afetando
60 espécies chave, alterando interações biológicas e processos responsáveis pela manutenção dos
61 ecossistemas (Bond 1994; Brown *et al.* 2001; Christian 2001). A dispersão de sementes é um
62 processo amplamente difundido em florestas tropicais e exerce um importante papel para a
63 manutenção da diversidade e funcionalidade destes ambientes (Frankie *et al.* 1974; Harms *et al.*
64 2000; Howe & Mititi 2000). Espécies contribuem de diferentes maneiras para a manutenção de
65 ecossistemas, de tal forma que alterações em guildas dentro das comunidades podem acarretar
66 em uma reorganização do ecossistema (Brown *et al.* 2001).

67 A dispersão de sementes oferece vários benefícios às plantas: (1) oportunidade de
68 colonização de habitats distantes; (2) ocupação de micro-habitats onde a probabilidade de
69 germinação e estabelecimento das plântulas é maior; e (3) escape às altas taxas de mortalidade de
70 sementes e plântulas próximo à planta mãe, devido a fatores dependentes de densidade (Harms *et*
71 *al.* 2000; Wenny 2001; Wang & Smith 2002). O processo de dispersão de sementes
72 frequentemente compreende duas fases consecutivas: a dispersão primária e a dispersão
73 secundária (Wang & Smith 2002; Vander Wall & Logland 2004). A dispersão primária resulta
74 no transporte de sementes a distâncias relativamente longas, evitando altos níveis de competição e
75 mortalidade nas proximidades da planta mãe. A dispersão secundária modifica a distribuição
76 espacial das sementes em uma escala menor, movendo sementes para micro-habitats propícios
77 para germinação e estabelecimento de plântulas (Roberts & Heithaus 1986; Böhning-Gaese *et al.*
78 1999; Wenny 2001; Vander Wall *et al.* 2005). Animais são os principais vetores de dispersão de
79 sementes em florestas tropicais, dentre os quais destacam-se aves e mamíferos como dispersores

80 primários e roedores e invertebrados (formigas) como dispersores secundários (Vander Wall &
81 Logland 2004).

82 Formigas constituem um grupo extremamente abundante e diversificado em florestas
83 tropicais (Hölldobler & Wilson 1990) e interações com sementes/frutos (diásporos, *sensu* van der
84 Pijl 1982) no chão da floresta são freqüentes (Pizo & Oliveira 2000). Dispersão de sementes por
85 formigas (mirmecocoria) é um processo globalmente difundido, no qual diásporos apresentam
86 estruturas ricas em lipídios (elaiossomos) especialmente atrativas as formigas (Beattie 1985). No
87 entanto, diásporos adaptados à dispersão por formigas não são muito abundantes em florestas
88 tropicais onde formigas freqüentemente interagem com frutos não mirmecocóricos (Pizo &
89 Oliveira 1998). Formigas contribuem para o ciclo reprodutivo das plantas removendo diásporos
90 de fezes de vertebrados ou no chão da floresta sob a copa da planta mãe. Os diásporos são levados
91 para o ninho, onde restos de polpa são removidos e as sementes são abandonadas em locais
92 propícios para germinação (Kaspari 1993). Restos de polpa e arilo também podem ser removidos
93 *in situ*, promovendo a germinação de sementes e diminuindo a probabilidade de ataque por
94 fungos e patógenos (Ohkawara & Akino 2005).

95 A comunidade de formigas no solo da Mata Atlântica é alterada e a diversidade reduzida
96 em função de perturbações antrópicas (Silva *et al.* 2007). Florestas impactadas apresentam uma
97 parcela das espécies de formigas presentes em florestas preservadas (Bihn *et al.* 2008). No
98 entanto, devido à plasticidade das espécies e às características das interações entre formigas e
99 diásporos, espera-se que esta redução na diversidade total de formigas em florestas perturbadas
100 não altere significativamente a rede de interações envolvendo formigas e diásporos.

101 A quantidade e qualidade da dispersão de sementes são influenciadas, entre outros, por
102 características do hábitat e pela morfologia e comportamento do dispersor (Schupp 1993;
103 Cuautle *et al.* 2005). O comportamento de formigas que interagem com diásporos pode ser
104 alterado em florestas perturbadas e essa mudança pode ter conseqüências para a dispersão de
105 diásporos nestas áreas (Christian 2001; Zelikova & Breed 2008). Portanto, avaliar as freqüências
106 e o comportamento de espécies de formigas que interagem com frutos em florestas com
107 diferentes níveis de perturbação é um importante passo para identificar possíveis conseqüências
108 dos efeitos antrópicos sobre as estruturas de ecossistemas.

109 Neste estudo foram observadas e identificadas as formigas interagindo com diásporos em
110 um gradiente de perturbação na Mata Atlântica. A comunidade e comportamento de formigas
111 interagindo com diásporos foram avaliados com o objetivo de verificar os possíveis efeitos da
112 perturbação antrópica sobre interações formigas-diásporo e suas possíveis conseqüências para o
113 ecossistema. Mais especificamente buscou-se responder às seguintes questões:

114 (1) A composição das comunidades de formigas interagindo com diásporos é semelhante em
115 florestas com diferentes níveis de perturbação?

116 (2) Existe diferença no comportamento das formigas interagindo com diásporos nas florestas
117 com diferentes níveis de perturbação?

118 **Métodos**

119 O estudo foi desenvolvido na Reserva Natural do Rio Cachoeira (25°18'51" S; 48°41'45"
120 W, altitude de 2 a 900 m s.n.m.), inserida na APA de Guaraqueçaba, município de Antonina,
121 litoral do Estado do Paraná, sul do Brasil. A reserva é de propriedade da organização não-

122 governamental Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS) e
123 possui uma área de 8.600 ha. Nela são encontradas diferentes tipologias vegetacionais da Mata
124 Atlântica, de acordo com a classificação de Veloso *et al.* (1991): Floresta Ombrófila Densa nas
125 sub-formações Submontana, de Terras Baixas e Aluvial, além de Formações Pioneiras de
126 Influência Fluvial. Em cada uma dessas tipologias, encontram-se ainda florestas em diferentes
127 estádios de desenvolvimento após a perturbação ocasionada pelo corte raso da vegetação original
128 para posterior uso agrícola (Ferretti & Britez 2006).

129 O clima predominante na região, segundo a classificação de Köeppen, é o subtropical
130 úmido mesotérmico (Cfa), sem estação seca definida e isento de geadas, nas regiões serranas e
131 chuvoso tropical sempre úmido (Aft) na planície. Os dados climáticos médios para a região, num
132 período de 25 anos, mostram uma precipitação anual de 2600 mm e temperatura média de 21 °C
133 (IPARDES 1991).

134 Desenho amostral

135 O experimento foi realizado somente em áreas de Floresta Ombrófila Densa Submontana
136 que foram convertidas em pastagem e posteriormente abandonadas em diferentes épocas. O
137 intervalo de tempo de abandono das áreas, desde a utilização como pastagem (perturbação), foi
138 usado como medida do grau de perturbação antrópica, sendo que áreas recentemente
139 abandonadas (florestas jovens) foram consideradas como mais perturbadas. Outros autores
140 utilizaram uma abordagem similar (Zelikova & Breed 2008). Foram selecionadas, com o
141 auxílio de fotos aéreas e histórico da região, três classes de florestas secundárias variando no
142 tempo de abandono: 9-11 anos, 15-20 anos e 40-55 anos. Também foram selecionadas florestas
143 primárias (*sensu* Clark 1996) para comparação, as quais não sofreram grandes perturbações nos

144 últimos 100 anos. Para cada um dos quatro níveis de perturbação antrópica foram selecionadas
145 três áreas (réplicas). Mapas e uma descrição mais detalhada das áreas de estudo podem ser
146 obtidos em Liebsch *et al.* (2007) e Bihn *et al.* (2008).

147 Foram colocadas no chão de cada floresta cinco estações de isca separadas por uma
148 distância mínima de 10 m. Cada estação de isca consiste de um prato de plástico (8,5 cm de
149 diâmetro) com 10 sementes de *Pera glabrata* (Euphorbiaceae), 10 sementes de *Hyeronima*
150 *alchorneoides* (Euphorbiaceae) e 10 sementes de *Trema micrantha* (Ulmaceae). As espécies
151 escolhidas possuem forma de vida arbórea, diásporos primariamente dispersos por aves e
152 distribuição ampla dentro das várias formações encontradas na reserva. *Pera glabrata* possui
153 frutos secos deiscentes (cápsulas) que, quando maduros, expõem três a quatro sementes pretas,
154 de 3-4 mm do comprimento, parcialmente encobertas por um arilo vermelho. *Hyeronima*
155 *alchorneoides* possui fruto carnoso ovado-globoso de 4-5 mm de comprimento, cor vermelho
156 escuro, sendo os maiores diásporos utilizados no experimento. *Trema micrantha* possui frutos
157 ovalados de 2-3 mm de comprimento, carnosos de cor verde e amarelados quando maduros, com
158 uma única semente (Smith *et al.* 1988). Estas espécies foram escolhidas devido à disponibilidade
159 de diásporos durante o período de amostragem e por possuírem sementes relativamente pequenas
160 o que não restringe a remoção/dispersão por formigas (Pfeiffer *et al.* 2006). Utilizou-se as três
161 espécies de frutos concomitantemente para abranger diferenças intrínsecas das espécies de frutos
162 e ampliar a guilda de formigas atraídas.

163 As estações de isca foram instaladas entre as 10h e 14h e verificadas após 15, 30, 45, 60,
164 75 e 90 min. A cada verificação foram anotadas as espécies de formigas (morfortipos) interagindo
165 com diásporos, o número de indivíduos de cada espécie e o comportamento realizado, o qual

166 seguiu a seguinte classificação: remoção de diásporos (um ou mais indivíduos removendo
167 diásporos da estação de isca) e/ou limpeza de sementes. Espécimes interagindo com diásporos
168 foram coletados e armazenados em álcool, identificados e, posteriormente, depositados no
169 Museu de História Natural de Karlsruhe (SMNK), Alemanha.

170 Análise dos dados

171 Para comparar a estrutura das comunidades de formigas interagindo com diásporos nas
172 florestas diferindo em tempo desde a última perturbação, foi utilizada a frequência relativa das
173 espécies nas florestas, a riqueza de formigas, índice de diversidade de Shannon-Weiner (H') e
174 similaridade de Sørensen. A frequência relativa de cada espécie foi obtida contando-se o número
175 de estações de isca em que uma determinada espécie era observada interagindo com diásporos,
176 em cada área. Posteriormente, este número foi transformado em valores de porcentagem. Para
177 comparar a riqueza de formigas interagindo com diásporos nas florestas com diferentes idades
178 desde a perturbação foi utilizado o número de espécies de formigas nas réplicas de cada floresta
179 e a média destes valores comparados com o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (Zar 1999).

180 A partir da riqueza de formigas e o número de estações de isca em que as espécies
181 estavam presentes foi calculado o índice de diversidade de Shannon-Weiner (Pielou 1978), em
182 cada floresta. A similaridade na composição das comunidades de formigas interagindo com
183 diásporos foi comparada usando o índice de similaridade de Sørensen seguido por uma análise de
184 agrupamento (Pielou 1978).

185 A frequência relativa (em porcentagem) das espécies amostradas interagindo com
186 diásporos foi posteriormente comparada com a frequência relativa das mesmas espécies

187 amostradas em extrator de Winkler no ano de 2003 (Bihn *et al.* 2008), como uma medida geral
188 da comunidade de formigas presente no chão da floresta. Neste estudo, foram estabelecidos 20
189 pontos de amostragem em cada área, distantes por 10 m, onde toda a serapilheira contida numa
190 área de 1 m² foi coletada. A serapilheira recolhida foi peneirada em tela com malha de 1 cm e as
191 formigas que saiam do material peneirado foram coletadas por meio de extrator de Winkler
192 durante três dias. Uma descrição mais detalhada do método pode ser obtida em Agosti *et al.*
193 (2000). Foi quantificado o número de pontos de amostragem em que uma espécie estava presente
194 e este valor foi convertido em porcentagem. A comparação das frequências das espécies de
195 formigas obtidas nas estações de isca (formigas interagindo com diásporos) e nos Extratores de
196 Winkler (formigas presentes na comunidade) nas quatro áreas foram feitas por testes qui-
197 quadrado (Zar 1999), testando-se a hipótese de que as frequências de formigas interagindo com
198 frutos em cada área dependem da comunidade de formigas presentes.

199 Os dados das observações de comportamento foram agrupados, tanto para as estações de
200 isca como para as réplicas, nos quatro estádios sucessionais e as frequência das duas classes de
201 comportamento foram comparadas através do teste qui-quadrado (Zar 1999).

202 **Resultados**

203 No total foram amostradas 22 espécies de formigas, de 7 gêneros interagindo com
204 diásporos nas quatro áreas de estudo. Na floresta de 9-11 anos desde a perturbação foram
205 amostradas 7 espécies; 9, 12 e 10 espécies foram amostradas nas florestas de 15-20 anos, 40-55
206 anos e >100 anos, respectivamente. Na floresta de 9-11 anos, era freqüente *Pheidole* cf.
207 *synarmata*, na floresta de 15-20 anos *P. synarmata* e *Wasmannia auropunctata*. Nas florestas de
208 40-55 anos e >100 anos foram freqüentes *Pheidole lucretii* e *Pheidole* sp2., respectivamente

209 (Tabela 1). A composição da comunidade nas diferentes áreas não revelou a formação de grupos
210 distintos pela análise de agrupamento (Fig. 1).

211 A riqueza de formigas interagindo com diásporos não foi estatisticamente diferente para
212 as florestas com diferentes idades desde perturbação ($\chi^2 = 3,17$; GL = 3; $p > 0,05$), indicando
213 independência na distribuição de formigas em relação ao grau de perturbação. Da mesma forma,
214 os índices de diversidade para as florestas de 9-11 anos, 15-20 anos, 40-55 anos e >100 anos
215 foram também muito próximos: 0,79, 0,91, 0,94 e 0,92, respectivamente.

216 A maioria das espécies amostradas interagindo com diásporos é generalista em relação à
217 ocupação de habitats (qui-quadrado: $p > 0,05$) com exceção de *Pheidole* cf. *synarmata* ($\chi^2 = 11,2$;
218 GL = 3; $p < 0,05$) que possui distribuição mais restrita a florestas mais perturbadas e *Pheidole*
219 sp4. ($\chi^2 = 7,8$; GL = 3; $p < 0,05$) presente, principalmente, em florestas menos perturbadas. Nas
220 amostras de Extrator de Winkler as espécies *Pheidole* cf. *synarmata* ($\chi^2 = 26,4$; GL = 3; $p <$
221 $0,05$), *Pheidole* sp6. ($\chi^2 = 32,6$; GL = 3; $p < 0,05$) e *Wasmannia auropunctata* ($\chi^2 = 120,3$; GL =
222 3; $p < 0,05$) foram significativamente mais freqüentes em florestas mais perturbadas e as
223 espécies *Solenopsis* sp1. ($\chi^2 = 9,7$; GL = 3; $p < 0,05$) e *Wasmannia* sp. ($\chi^2 = 24,2$; GL = 3; $p <$
224 $0,05$) mais freqüentes em florestas menos perturbadas (Fig. 2).

225 As freqüências das classes de comportamento diferiram entre as áreas ($\chi^2 = 21,4$; GL = 3;
226 $p < 0,05$) sendo que no total o comportamento “limpeza de sementes” foi mais freqüente em
227 todas as florestas. O comportamento “remoção de diásporos” foi observado com mais freqüência
228 em florestas menos perturbadas, comparativamente a florestas mais perturbadas (Fig. 3).

229

Discussão

230 A riqueza de formigas que interagem com diásporos no chão da Floresta Atlântica foi
231 pouco afetada em floresta com diferentes níveis de perturbação antrópica. No entanto, as
232 freqüências relativas de algumas espécies e o comportamento das formigas interagindo com
233 diásporos foram alterados em florestas mais perturbadas. Estes dados sugerem que mudanças na
234 ocorrência de espécies e no comportamento podem influenciar a dispersão de sementes nestes
235 locais.

236 Espécies da sub-família Myrmicinae, principalmente do gênero *Pheidole*, foram mais
237 freqüentes interagindo com diásporos no chão da floresta. Estes resultados seguem um padrão
238 semelhante encontrado em outras florestas tropicais onde Myrmicinae, particularmente *Pheidole*,
239 também foram muito abundantes (Pizo & Oliveira 2000; Pizo *et al.* 2005; Zelikova & Breed
240 2008). Espécies do gênero *Pheidole* têm sido destacadas pela importância em interações com
241 diásporos. Diásporos pequenos (< 0,1g) e ricos em lipídios (> 60%) atraem muitas formigas que
242 rapidamente recrutam outros indivíduos e removem diásporos para o ninho (Pizo *et al.* 2005).
243 Uma grande abundância e riqueza de diásporos são encontradas em ninhos de *Pheidole* onde
244 muitas sementes são descartadas intactas em locais onde germinam facilmente (Kaspari 1993;
245 Levey & Byrne 1993; Pizo 2008). Diásporos maiores também atraem muitos indivíduos, porém,
246 em geral, apenas restos de polpa e arilo são removidos no local o que estimula a germinação de
247 algumas espécies e diminui a probabilidade de ataques por fungos (Pizo & Oliveira 1998; Passos
248 & Oliveira 2003; Ohkawara & Akino 2005; Pizo *et al.* 2005).

249 Foi registrada a ocorrência de *Pachycondyla striata* (Ponerinae) removendo diásporos em
250 florestas mais perturbadas. Espécies de Ponerinae são tipicamente predadoras, porém interações
251 destas formigas com diásporos são freqüentes, podendo dispersar diásporos médios e pequenos

252 (até aproximadamente 0,9 g) para o ninho onde restos de polpa e arilo são removidos e as
253 sementes descartadas intactas (Horvitz & Beattie 1980; Pizo & Oliveira 1998; Passos & Oliveira
254 2003; Pizo *et al.* 2005). A longevidade de ninhos de Ponerinae (até 7 anos; M. A. Pizo
255 comunicação pessoal) contribui para um maior enriquecimento de nutrientes no solo, o qual é
256 especialmente importante em solos pobres e perturbados (Passos & Oliveira 2002; Pizo *et al.*
257 2005). Ponerinae pode ser um grupo chave nas interações entre formigas e diásporos em florestas
258 tropicais podendo ter grande influência no padrão de distribuição de plântulas e juvenis (Passos
259 & Oliveira 2003).

260 As florestas com diferentes níveis de perturbação mostraram uma riqueza e diversidade
261 semelhantes. Também, a composição da comunidade de formigas interagindo com diásporos
262 nestas florestas foi similar, não sendo possível a separação de grupos de espécies distintos para
263 as florestas. Estes resultados contrastam com estudo realizado em floresta tropical seca na Costa
264 Rica onde perturbações antrópicas afetaram a composição de formigas e a abundância relativa de
265 dispersores chave (Zelikova & Breed 2008). Uma possível explicação para esta diferença refere-
266 se ao fato das perturbações medidas no estudo na Costa Rica terem sido muito mais intensas
267 (pasto, borda de uma estrada de chão batido dominada por *Acacia collinsii*, borda de fragmento e
268 floresta secundária de 35 anos) que aquelas decorrentes da supressão da vegetação ocorrida há
269 um intervalo de 9 a 100 anos na Floresta Atlântica do Paraná. Também é possível que neste
270 intervalo de tempo desde o abandono das atividades agrícolas, alguns processos do ecossistema
271 tenham sido retomados, o que ficou evidenciado pela semelhança na riqueza e composição de
272 espécies de formigas interagindo com diásporos.

273 As semelhanças nas distribuições de frequências de formigas nas florestas em diferentes
274 idades (especialmente os gêneros *Gnamptogenys*, *Crematogaster*, *Pheidole*, *Solenopsis*,
275 *Wasmania*), sugerem que tratam-se de espécies generalistas em relação ao hábitat. Estes
276 mesmos grupos são também considerados generalistas em relação à dieta (Hölldobler & Wilson
277 1990; Brown 2000). No entanto, nem todas as espécies de formigas presentes na floresta
278 (amostradas em Extrator de Winkler) foram encontradas também interagindo com diásporos.
279 Considerando que o período em que foi realizado o estudo (final do verão) é também quando há
280 maior chuva de sementes na Floresta Atlântica (Marques & Oliveira 2008) esta ausência poderia
281 ser devido a uma preferência destes grupos por outros recursos além de diásporos. Por exemplo,
282 formigas da sub-família Ponerine consomem diásporos com maior frequência quando a
283 disponibilidade local de artrópodos é reduzida (Pizo *et al.* 2005). Esta plasticidade (de hábitat e
284 dieta) conferida a formigas que interagem com diásporos poderia explicar a falta de grandes
285 diferenças entre comunidades submetidas a diferentes níveis de perturbação.

286 O comportamento geral, independente da espécie, realizado pelas formigas interagindo
287 com diásporos é alterado nas florestas com diferentes níveis de perturbação. Florestas mais
288 perturbadas sofreram uma redução na frequência do comportamento de remoção de diásporos em
289 comparação a florestas intactas. Nas mesmas florestas foi verificado uma redução na taxa de
290 remoção de sementes, tanto para invertebrados como para vertebrados, com o aumento do grau
291 de perturbação da floresta, florestas mais perturbadas tiveram menos sementes removidas
292 (Zwiener *et al.* 2009, Cap. 1). Mudanças de comportamento podem afetar a qualidade de
293 dispersão e, conseqüentemente, o destino final de diásporos (Schupp 1993). Perturbações
294 antrópicas afetaram a abundância relativa de dispersores chave na Costa Rica e essas mudanças
295 modificaram o comportamento geral de formigas interagindo com diásporos, o que acarretou em

296 uma redução na distância de dispersão em áreas mais perturbadas (Zelikova & Breed 2008). A
297 redução na frequência do comportamento de remoção de diásporos nas áreas mais perturbadas
298 pode ser um reflexo da abundância relativa de formigas nestas áreas, pois as espécies mais
299 freqüentes nas florestas mais perturbadas (*Pheidole* cf. *synarmata* e *Wasmannia auropunctata*),
300 só foram observadas realizando o comportamento de limpeza de sementes. Já uma maior
301 freqüência de espécies que realizam remoção de diásporos (*Pheidole gibba*, *Pheidole lucretii*,
302 *Pheidole* sp3., *Pheidole* sp4., *Pheidole* sp5., *Pheidole* sp9.) foi observada em áreas mais
303 preservadas.

304 Perturbações podem indiretamente modificar a distribuição e freqüência de formigas,
305 através da alteração de interações entre espécies (Perfecto & Vandermeer 1996). Apesar de não
306 terem sido detectadas grandes diferenças entre as comunidades de formigas interagindo com
307 diásporos nas diferentes florestas, pequenas diferenças na abundância relativa de espécies e
308 alterações no comportamento devido a perturbações podem, a longo prazo, acarretar em
309 mudanças no ecossistema (Brown *et al.* 2001).

310 **Agradecimentos**

311 Este estudo é parte da dissertação de mestrado de Victor P. Zwiener pela Universidade
312 Federal do Paraná, Brasil e foi financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento
313 Científico e Tecnológico (CNPq) (projeto *Solobioma*, 690148/01-1), pelo Ministério Federal de
314 Educação e Pesquisa da Alemanha (BMBF; projeto número 01LB0201) e pela Fundação O
315 Boticário de Proteção à Natureza. Agradecemos o suporte da SPVS por permitir a realização da
316 pesquisa, uso das instalações e ajuda dos guarda-parques da Reserva Natural do Rio Cachoeira.

317 Também agradecemos a Marco A. Pizo e Marcio R. Pie Alexander Christianini por comentários
318 e sugestões que ajudaram na melhoria do manuscrito.

319 **Referências**

- 320 Agosti, D., J. D. Majer, L. E. Alonso & T. R. Schultz. 2000. *Ants: Standard Methods for*
321 *Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington and
322 London.
- 323 Beattie, A. J. 1985. *The evolutionary ecology of ant-plant mutualisms*. Cambridge University
324 Press, Cambridge. 204 p.
- 325 Bihn, J. H., M. Verhaag, M. Brändle & R. Brandl. 2008. Do secondary forests act as refuges for
326 old growth forest animals? Recovery of ant diversity in the Atlantic forest of Brazil. *Biol.*
327 *Conserv.* 141: 733-743.
- 328 Böhning-Gaese, K., B. H. Gaese & S. B. Rabemanantsoa. 1999. Importance of primary and
329 secondary seed dispersal in the Malagasy tree *Commiphora guillaumini*. *Ecology*, 80:
330 821-832.
- 331 Bond, W. J. 1994. Do mutualisms matter? Assessing the impact of pollinator and disperser
332 disruption on plant extinction. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol.* 344: 83-90.
- 333 Brown, J. H., T. G. Whitham, S. K. M. Ernest & C. A. Gehring. 2001. Complex species
334 interactions and the dynamics of ecological systems: Long-term experiments. *Science*,
335 293: 643-650.
- 336 Brown Jr. W. L. 2000. Diversity of ants. In: Agosti, D., J. D. Majer, L. E. Alonso & T. R.
337 Schultz, *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Biological
338 diversity handbook series. Washington, Smithsonian Institution Press, 280 p.

- 339 Christian, C. E. 2001. Consequences of a biological invasion reveal the importance of mutualism
340 for plant communities. *Nature* 413: 635–639.
- 341 Clark, D. B. Abolishing virginity. 1996. *J. Trop. Ecol.* 12: 735-739.
- 342 Cuautle, M., V. Ricco-Gray & C. Diaz-Castelazo. 2005. Effects of ant behaviour and presence of
343 extrafloral nectaries on seed dispersal of the Neotropical myrmecochore *Turnera*
344 *ulmifolia* L. (Turneraceae). *Biol. J. Linnean Soc.* 86: 67–77.
- 345 Ferretti, A. R. & R. M. Britez. 2006. Ecological restoration, carbon sequestration and
346 biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and
347 Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. *J. Nat.*
348 *Conserv.* 14: 249-259.
- 349 Frankie, G. W., H. G. Baker & P. A. Opler. 1974. Comparative phenological studies of trees in
350 tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *J. Ecol.* 62: 881-913.
- 351 Harms, K. E., S. J. Wright, O. Calderón, A. Hernández & E. A. Herre. 2000. Pervasive density-
352 dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature* 404: 493-
353 495.
- 354 Hölldobler, B. & E. O. Wilson. 1990. *The ants*. Belknap Press of Harvard University Press,
355 Cambridge, MA.
- 356 Horvitz, C. C. & A. J. Beattie. 1980. Ant dispersal of *Calathea* (Marantaceae) by carnivorous
357 Ponerines (Formicidae) in a tropical rain forest. *Am. J. Bot.* 67: 321–326.

- 358 Howe, F. H. & M. N. Miriti. 2000. No question: seed dispersal matters. *Trends Ecol. Evol.* 15:
359 434-436.
- 360 IPARDES. 1991. Diagnóstico físico-ambiental da Serra do Mar: área Sul. Curitiba, IPARDES.
- 361 ITTO (International Tropical Timber Organization). 2002. Guidelines for the Restoration,
362 Management and Rehabilitation of Degraded and Secondary Tropical Forests. ITTO
363 Policy Development Series No. 13.
- 364 Kaspari, M. 1993. Removal of seeds from neotropical frugivores feces: ants responses to seed
365 number. *Oecologia* 95: 81-88.
- 366 Lamb, D., P. D. Erskine & J. A. Parrotta. 2005. Restoration of Degraded Tropical Forest
367 Landscapes. *Science* 310: 1628-1632.
- 368 Levey, D. J. & M. M. Byrne. 1993. Complex ant-plant interactions: rain-forest ants as secondary
369 dispersers and postdispersal seed predators. *Ecology* 74: 1802-1812.
- 370 Liebsch, D., M. C. M. Marques & R. Goldenberg. 2008. How long does the Atlantic Rain Forest
371 take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological
372 features in the secondary succession. *Biol. Conserv.* 141: 1717-1725.
- 373 Marques, M. C. M. & P. E. A. M. Oliveira. 2008. Seasonal rhythms of seed rain and seedling
374 emergence in two tropical rainforests in southern Brazil. *Plant Biol.* 10: 596-603.
- 375 Ohkawara, K. & T. Akino. 2005. Seed cleaning behavior by tropical ants and its anti-fungal
376 effect. *J. Ethol.* 23: 93-98.

- 377 Passos, L. & Oliveira, P. S. 2002. Ants affect the distribution and performance of *Clusia criuva*
378 seedlings, a primarily bird-dispersed rainforest tree. *J. Ecol.* 90:517–528.
- 379 Passos, L. & P. S. Oliveira. 2003. Interactions between ants, fruits and seeds in a restinga forest
380 in south-eastern Brazil. *J. Trop. Ecol.* 19: 261–270.
- 381 Perfecto, I. & J. Vandermeer. 1996. Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity
382 in a tropical agroecosystem. *Oecologia* 108: 577-582.
- 383 Pfeiffer M., J. Nais & K. E Linsenmair. 2006. Worker size and seed size selection in ‘seed’-
384 collecting ant ensembles (Hymenoptera: Formicidae) in primary rain forests on Borneo.
385 *J. Trop. Ecol.* 22: 685–693.
- 386 Pielou E. C. 1978. Population and community ecology: Principles and methods. Gordon and
387 Breach Science Publishers VIII, New York .424 p.
- 388 Pijl L Van Der. 1982. Principles of dispersal in higher plants. Springer, Berlin Heidelberg New
389 York.
- 390 Pizo, M. A. & P. S. Oliveira. 1998. Interactions between ants and seeds of a
391 nonmyrmecochorous neotropical tree, *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic
392 forest of south-east Brazil. *Am. J. Bot.* 85: 669-674.
- 393 Pizo, M. A. & P. S. Oliveira. 2000. The use of fruits and seeds by ants in the Atlantic forest of
394 southeast Brazil. *Biotropica* 32: 851-861.
- 395 Pizo, M. A., L. Passos & P. S. Oliveira. 2005. Ants as seed dispersers of fleshy diaspores in
396 Brazilian Atlantic forests. In: Forget, P.-M., J. E. Lambert, P. E. Hulme & S. B. Vander

- 397 Wall, (Eds.), Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Establishment. CABI
398 Publishing, Wallingford, UK.
- 399 Pizo, M. A. 2008. The Use of Seeds by a Twig-Dwelling Ant on the Floor of a Tropical Rain
400 Forest. *Biotropica*. 40: 119-121.
- 401 Roberts, J. T. & E. R. Heithaus. 1986. Ants rearrange the vertebrate-generated seed shadow of a
402 neotropical fig tree. *Ecology* 67: 1046-1051.
- 403 Schupp, E. W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals.
404 *Vegetatio* 107/108: 15-29.
- 405 Silva, R. R., R. S. M. Feitosa & F. Eberhardt. 2007. Reduced ant diversity along a regeneration
406 gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. *For. Ecol. Manag.* 240: 61-69.
- 407 Smith, L. B., R. J. Downs & R. M. Klein. 1988. Euforbiáceas in Reitz, R. *Flora Ilustrada*
408 *Catarinense*. Itajai, SC.
- 409 Vander Wall, S. B.; Kuhn, K. M. & Beck, J. M. 2005. Seed removal, seed predation and
410 secondary dispersal. *Ecology*, 86: 801-806.
- 411 Vander Wall, S. B. & W. Longland. 2004. Diplochory: Are two seed dispersers better than one?
412 *Trends Ecol. Evol.* 19: 155-161.
- 413 Veloso, H. P., L. Rangel Filho & J. L. Lima. 1991. Classificação da vegetação brasileira
414 adaptada a um sistema universal. IBGE. Departamento de Recursos Naturais e Estudos
415 Ambientais do Rio de Janeiro.

- 416 Wang, B. C. & T. B. Smith. 2002. Closing the seed dispersal loop. *Trends Ecol. Evol.* 17: 379–
417 387.
- 418 Wenny, D. G. 2001. Advantages of seed dispersal: A re-evaluation of directed dispersal. *Evol.*
419 *Ecol. Res.* 3: 51-74.
- 420 Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey 663p.
- 421 Zelikova, T. J. & M. D. Breed. 2008. Effects of habitat disturbance on ant community
422 composition and seed dispersal by ants in a tropical dry forest in Costa Rica. *J. Trop.*
423 *Ecol.* 24: 309–316.

424 **Tabela e figuras**

Tabela 1. Formigas coletadas interagindo com sementes e respectivas frequências relativas, em porcentagem, nas florestas diferindo em tempo desde perturbação em Antonina, PR. () frequência encontrada em extrator de Winkler (Bihn *et al.* 2008).

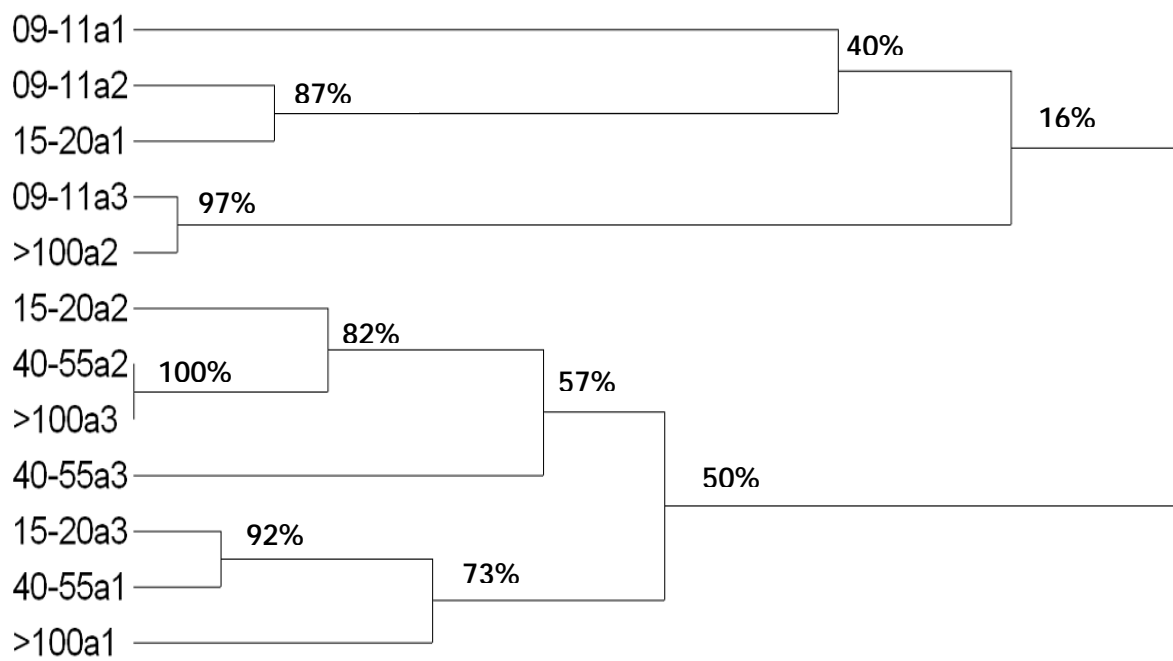
Taxa	9-11anos	15-20anos	40-55anos	>100anos
Dolichoderinae				
<i>Linepithema pulex</i> Wild 2007	0 (0)	0 (0)	8 (0,5)	0 (0,7)
Ectatomminae				
<i>Gnamptogenys striatula</i> Mayr 1883	0 (5)	0 (5)	4 (2)	0 (7)
Myrmicinae				
<i>Crematogaster</i> sp.	9 (5)	12 (9)	8 (5)	0 (3)
<i>Pheidole</i> cf. <i>ambigua</i> Wilson 2003	0 (2)	12 (5)	4 (5)	0 (4)
<i>Pheidole</i> cf. <i>synarmata</i> Wilson 2003	32 (14)	19 (16)	0 (3)	0 (0)
<i>Pheidole gibba</i> Mayr 1887	0 (0)	0 (0)	0 (0)	4 (0,3)
<i>Pheidole lucretii</i> Santschi 1923	0 (0)	0 (0)	27 (3)	8 (0)
<i>Pheidole</i> sp1.	0 (0)	0 (2)	0 (9)	4 (6)
<i>Pheidole</i> sp2.	18 (17)	0 (11)	0 (17)	21 (16)
<i>Pheidole</i> sp3.	0 (3)	8 (5)	23 (6)	17 (7)
<i>Pheidole</i> sp4.	0 (0)	0 (1)	4 (4)	17 (6)
<i>Pheidole</i> sp5.	0 (0)	0 (0)	8 (0,5)	0 (0,7)
<i>Pheidole</i> sp6.	9 (6)	0 (0)	0 (0,5)	0 (0)
<i>Pheidole</i> sp7.	14 (0)	8 (0)	4 (0,5)	13 (0,3)

<i>Pheidole</i> sp8.	0 (0)	0 (0)	4 (0,5)	0 (0,7)
<i>Pheidole</i> sp9.	0 (2)	0 (9)	4 (0)	0 (0)
<i>Solenopsis</i> sp1.	0 (0)	0 (0)	0 (9)	4 (10)
<i>Solenopsis</i> sp2.	0 (14)	12 (20)	4 (24)	8 (18)
<i>Solenopsis</i> sp3.	0 (5)	4 (11)	0 (9)	0 (10)
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger1863)	9 (29)	19 (5)	0 (1)	0 (0)
<i>Wasmannia</i> sp.	0 (0)	0 (0)	0 (2)	4 (10)
Ponerinae				
<i>Pachycondyla striata</i> (Smith 1858)	9 (0)	8 (0)	0 (0)	0 (0,7)
Abundância total	22 (65)	26 (183)	26 (222)	24 (304)
Riqueza total	7 (57)	9 (73)	12 (95)	10 (107)

426 Figura 1: Análise de agrupamento das comunidades de formigas interagindo com diásporos em
427 florestas diferindo em tempo desde perturbação. Os valores de porcentagem indicam a
428 similaridade de Sørensen.

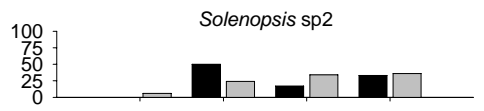
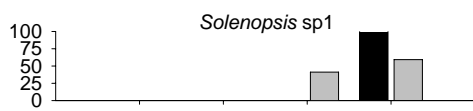
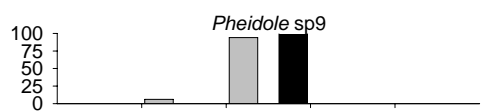
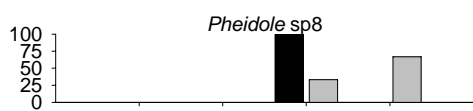
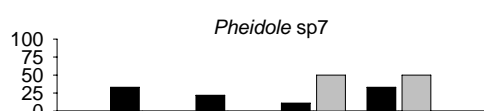
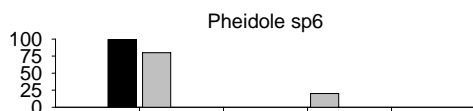
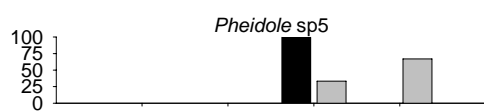
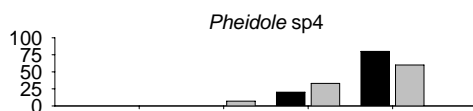
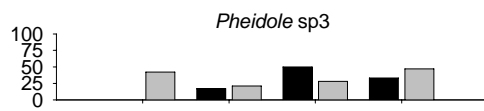
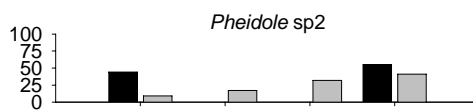
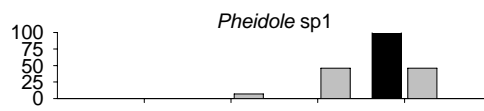
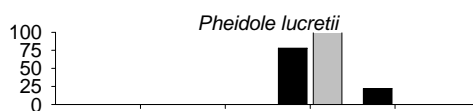
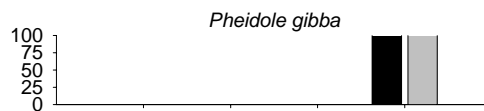
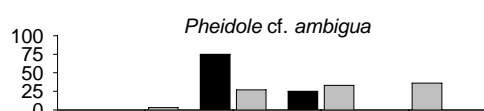
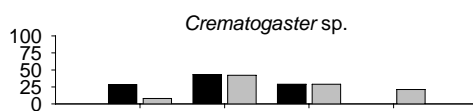
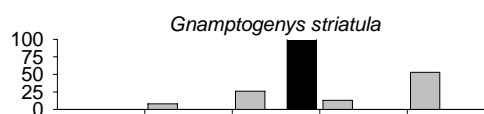
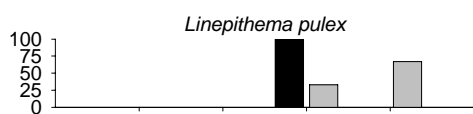
429 Figura 2. Frequência das espécies nas florestas diferindo em tempo desde perturbação,
430 amostradas interagindo com diásporos (barras escuras) e em Extrator de Winkler (barras claras),
431 em Antonina, PR.

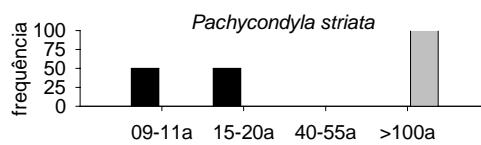
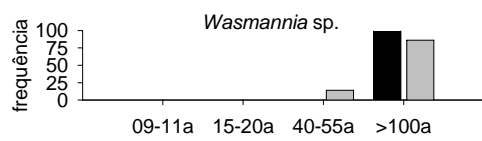
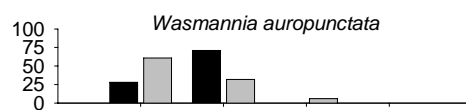
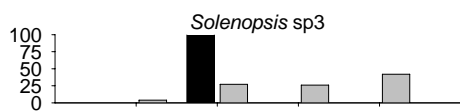
432 Figura 3: Frequência dos comportamentos limpeza de sementes (barras escuras) e remoção de
433 diásporos (barras claras) nas florestas diferindo em tempo desde perturbação, em Antonina, PR.



434

435





436

437

438

439

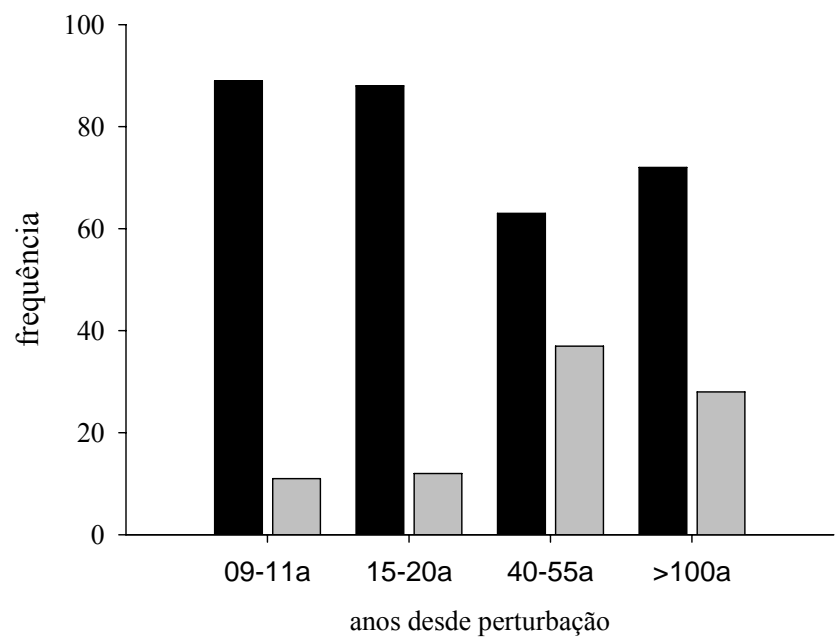
440

441

442

443

444



445

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo dos efeitos das perturbações de hábitat sobre a remoção de sementes na Floresta Atlântica em Antonina, Paraná, mostrou as seguintes tendências:

- Perturbações antrópicas da Floresta Atlântica afetam interações entre diásporos e dispersores secundários, reduzindo a quantidade de sementes removidas e possivelmente atuando negativamente na dispersão das mesmas.
- A perturbação antrópica teve efeitos negativos na remoção de sementes por dispersores secundários, tanto formigas como vertebrados. Esta semelhança indica uma provável vulnerabilidade de ambas as guildas de dispersores chave frente às perturbações de hábitat.
- Formigas que interagem com diásporos possuem uma distribuição ampla nas florestas com diferentes níveis de perturbação. Esta plasticidade na distribuição destes animais pode representar parte de um mecanismo responsável pela resiliência destas florestas, pois a comunidade de formigas dispersoras de sementes é pouco alterada nas florestas mais perturbadas, porém alterações nas frequências relativas das espécies modificam as características da interação resultando em uma dispersão menos eficiente.
- A frequência dos comportamentos das formigas que interagem com frutos é alterado pela perturbação, com menor frequência da atividade de remoção de diásporo nas áreas mais perturbadas. Estas diferenças podem modificar o destino final das sementes nestas áreas podendo acarretar em diferenças no sucesso reprodutivo de plantas envolvidas na interação.
- A alteração do processo de dispersão de sementes na Floresta Atlântica pode acarretar em uma redução de serviços ecológicos prestados pelo ecossistema, podendo afetar a qualidade de vida

do homem, visto que a dispersão de sementes influencia diretamente a estrutura e sustentabilidade de comunidades vegetais.

- Os efeitos da perturbação afetam não somente a estrutura da Floresta Atlântica, mas também os processos que ocorrem dentro deste ecossistema. Para que o restante da Floresta Atlântica seja conservado de forma sustentável e a longo prazo, esforços devem ser concentrados na conservação deste ecossistema como um todo, levando em consideração a sua estrutura e funcionalidade.