

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA



Tatiane Gisele Alves

**“RESPOSTAS DE ASSEMBLEIAS DE FORMIGAS À
PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA NA MATA ATLÂNTICA DO
SUDESTE DO BRASIL”**

Exemplar corresponde à redação final
tese defendida pelo(a) candidato (a)
TATIANE GISELE ALVES
Aprovada pela Comissão Julgadora.

Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia da
Universidade Estadual de Campinas para obtenção
do título de Mestre em Ecologia

Orientador: Prof. Dr. João Vasconcellos Neto

Campinas

2011

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA POR
ROBERTA CRISTINA DAL' EVEDOVE TARTAROTTI – CRB8/7430
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP

| | |
|-------|--|
| AL87r | <p>Alves, Tatiane Gisele, 1984- Respostas de assembleias de formigas à perturbação antrópica na Mata Atlântica do sudeste do Brasil / Tatiane Gisele Alves. – Campinas, SP: [s.n.], 2011.</p> <p>Orientador: João Vasconcellos Neto. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.</p> <p>1. Perturbação antrópica. 2. Formiga - Comportamento. 3. Conservação biológica. 4. Formiga - Ecologia. 5. Mata Atlântica. I. Vasconcellos-Neto, João, 1952-. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.</p> |
|-------|--|

Informações para Biblioteca Digital

Título em Inglês: Responses of ant assemblages to human disturbance in the Atlantic Forest in southeastern Brazil

Palavras-chave em Inglês:

Anthropogenic disturbance

Ants - Behavior

Conservation biology

Ants - Ecology

Mata Atlântica (Brazil)

Área de concentração: Ecologia

Titulação: Mestre em Ecologia

Banca examinadora:

João Vasconcellos Neto [Orientador]

Cristiano Agra Iserhard

Ronaldo Bastos Francini

Data da defesa: 16-12-2011

Programa de Pós Graduação: Ecologia

Campinas, 16 de dezembro de 2011

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr . João Vasconcellos Neto (Orientador)



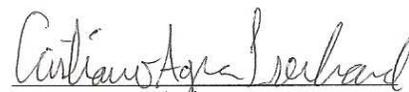
Assinatura

Prof. Dr. Ronaldo Bastos Francini



Assinatura

Dr. Cristiano Agra Iserhard



Assinatura

Dr. Danilo Bandini Ribeiro

Assinatura

Dr. Rogério Rosa da Silva

Assinatura

Dedico este trabalho aos meus pais,

Anisio e Geni.

“Eu não tenho filosofia: tenho sentidos...

Se falo na Natureza não é porque saiba o que ela é.

Mas porque a amo, e amo-a por isso,

Porque quem ama nunca sabe o que ama

Nem por que ama, nem o que é amar...”

Alberto Caeiro, excerto de “O Guardador de Rebanhos”

“...a vida é, no fundo, um grande mistério, e só aqui e acolá o pesquisador consegue levantar um pouquinho o véu que o cobre e lançar um olhar furtivo atrás dos bastidores do grande teatro da natureza”

Borgmeier, 1957.

AGRADECIMENTOS

Eis que chegou o momento de expressar sinceros agradecimentos àqueles que contribuíram para o meu processo de crescimento, a qual esta tese é o resultado mais visível desse processo de construção.

Agradeço imensamente:

Ao Prof. André Victor Lucci Freitas, por ter reconhecido em mim a dedicação, empenho, e o olhar curioso sobre a natureza. Também por ser inspiração de dedicação à profissão, e estar sempre disposto a trazer o raciocínio lógico através dos seus valiosos ensinamentos, permitindo abrir novos horizontes.

Ao Prof. João Vasconcellos Neto, pelo apoio e benevolência em diversos momentos, e principalmente pelo cuidado com andamento e finalização deste trabalho.

Ao Rogério, que sempre, esteve pronto a me ajudar em todas as fases da tese, desde o início, com as identificações, montagem do material, até a difícil fase final. Por sempre estar disposto a vir até Campinas mesmo que fosse para uma simples conversa, mas decisiva no direcionamento da tese.

Ao Marcio Uehara-Prado, por ter confiado seu estimado material de doutorado possibilitando que eu realizasse esta tese.

Aos membros da pré-banca e da banca, pela dedicação colocada na leitura da dissertação que contribuiu fortemente para a melhoria deste trabalho.

À secretária da pós-graduação em ecologia, Célia, pela competência e paciência.

Ao Prof. Paulo, por ser pra mim estimulador da ecologia e do mundo das formigas.

Aos colegas do Museu de Zoologia/Unicamp. As TT-3 Cris, Cuca, e Jaque, pelo convívio, por tão boas risadas, e grupos de estudos para as tão temidas provas de seleção ao mestrado. Ao Artur Nishibe Furegatti, por me receber de forma tão

acolhedora, e estar sempre disposto a ensinar os caminhos delicados de uma coleção científica.

Aos colegas da pós-graduação. Em especial, ao Thadeu Sobral, sempre pronto a discutir e amadurecer ideias inacabadas, e ao Rafael F. Ramos pelos galhos quebrados.

Aos colegas dos Laboratórios de Lepidoptera e Formicidae/Unicamp pelo convívio e boas conversas. Em especial, ao Danilo e ao Cristiano por me socorrer com as análises.

À Laura, por me aturar falando de formigas o tempo todo, até mesmo em crise de sonambulismo, por assistir minhas prévias, discutir títulos, definições, e dar dicas preciosas. Também por ser amiga, e emendarmos conversas intermináveis, com inúmeros “boa noite” na tentativa de dormirmos.

À minha família, que acompanhou minhas aflições e cansaços e entendeu que as circunstâncias me levaram ao distanciamento e mesmo assim me incentivaram nessa jornada. Aos meus pais Anísio e Geni que me deram o maior presente, o amor inalterável, esteio da minha vida. Mesmo com tamanha simplicidade, são pessoas de enorme hombridade, e de respeito a toda e qualquer forma de vida. Devo a eles a escolha da minha profissão. Junior, Lu, Le, Rogério e Lu por serem incentivadores e protetores. Ao Clayton, que sempre me guiou no caminho da serenidade, sempre com entusiasmadas respostas, continuado estímulo, e incentivo nos momentos difíceis. À Ana Flávia, por estar presente, sempre, mesmo além das calmarias do Pacífico.

À Fundação MB e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida.

À todos que citei aqui, aos que por ventura esqueci, aos que torceram muito, aos que torceram pouco, fica aqui expresso o meu agradecimento, pois vocês são a alma deste trabalho.

ÍNDICE

| | |
|--|----|
| <u>RESUMO</u> | 2 |
| <u>ABSTRACT</u> | 3 |
| <u>INTRODUÇÃO GERAL</u> | 4 |
| <u>A COMUNIDADE ECOLÓGICA E OS FATORES ATUANTES NA SUA ESTRUTURA</u> | 4 |
| <u>ALTERAÇÕES ANTRÓPICAS – AMEAÇAS À DIVERSIDADE BIOLÓGICA</u> | 6 |
| <u>A MATA ATLÂNTICA E AS ASSEMBLEIAS DE FORMIGAS</u> | 7 |
| <u>REFERÊNCIAS</u> | 10 |
| <u>CAPÍTULO 1: RESPOSTAS DE ASSEMBLEIAS DE FORMIGAS À PERTURBAÇÃO ANTRÓPICA NA MATA ATLÂNTICA DO SUDESTE DO BRASIL</u> | 15 |
| <u>INTRODUÇÃO</u> | 15 |
| <u>MATERIAL E MÉTODOS</u> | 17 |
| <u>Áreas de estudo</u> | 17 |
| <u>Procedimentos de amostragem</u> | 18 |
| <u>Escolha de grupos focais</u> | 19 |
| <u>Análise dos dados</u> | 20 |
| <u>RESULTADOS</u> | 21 |
| <u>Assembleias de formigas</u> | 21 |
| <u>Comparações entre os diferentes regimes de perturbação</u> | 22 |
| <u>DISCUSSÃO</u> | 23 |
| <u>Riqueza</u> | 23 |
| <u>Históricos de perturbação</u> | 25 |
| <u>Conclusões</u> | 29 |
| <u>REFERÊNCIAS</u> | 30 |
| <u>TABELAS</u> | 35 |
| <u>FIGURAS</u> | 38 |
| <u>LISTA DE ESPÉCIES</u> | 47 |
| <u>CONSIDERAÇÕES FINAIS</u> | 53 |

Resumo:

A maior parte dos ambientes naturais têm sido convertidos para uso humano. Estas mudanças estão ocorrendo num ritmo nunca antes experimentado pela natureza. O aumento do conhecimento sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas auxilia na busca de respostas de como e que forma estas ações estão afetando os sistemas naturais, e conseqüentemente no planejamento de melhores estratégias de conservação. Uma das maneiras de acessar os processos ecológicos que são difíceis de monitorar é buscar grupos ou organismos que facilitem o entendimento destas intervenções. A sensibilidade das assembleias de formigas, combinada com a sua importância funcional e amostragem fácil, fazem delas bons organismos para estudos de conservação. O estudo avaliou a estrutura das assembleias de formigas em três unidades de conservação na Floresta Atlântica. As formigas foram amostradas em uma floresta contínua no Parque Estadual da Serra do Mar, sudeste do Brasil, em áreas mais preservadas e menos preservadas. O objetivo foi determinar se a riqueza, a composição e a abundância destes organismos diferem entre as áreas contrastantes em relação ao grau de perturbação antrópica. Os resultados mostraram que a riqueza não foi afetada nas áreas com diferentes históricos de perturbação, mas a composição mudou drasticamente em duas das três áreas. A abundância de formigas cortadeiras foi baixa em todas as áreas e não mostrou diferenças significativas, e a abundância de Ponerinae foi semelhante entre os diferentes contrastes. Os resultados do estudo sugerem que nos sistemas estudados, os efeitos nas assembleias são dependentes da intensidade e da frequência da perturbação, e do tempo de recuperação da área alterada.

Palavras-chave: Alteração Antrópica, Assembleias, Biologia da Conservação, Formigas, Mata Atlântica.

Abstract:

The majority of the natural environments have been converted for human use. These changes are occurring in a level never experienced before by nature. Increased the knowledge about the structure and functioning of ecosystems helps in finding answers about how to and in what way these actions can affecting natural systems, and consequently in the planning of better conservation strategies. One way to access the ecological processes that are difficult to monitor is to find groups of organisms that are affect by these changes. The sensitivity of ant assemblages, combined with their functional importance and easy of sampling makes them excellent organisms for conservation studies. The present study evaluated the structure of ant assemblages in three protect areas in the Brazilian Atlantic Forest. Ants were sampled within a continuous forest in the Serra do Mar State Park, southeastern Brazil, in disturbed and undisturbed areas. The objective was to determine if richness, composition and abundance of ant assemblages differ between contrasting areas in relation to the degree of human disturbance. Results showed that ant richness has not changed between areas with different disturbance history, while the composition has changed dramatically in two of the three areas. The abundance of leaf-cutting ants was low in all sites and showed no significant differences, and the abundance of Ponerinae was similar across the contrasting areas surveyed. Results suggest that in the studied systems, the effects are dependent of the intensity and frequency of disturbance, and also of the recovery time of disturbed area.

Keywords: Anthropogenic disturbance, Ants, Assemblages, Atlantic Forest, Conservation biology.

INTRODUÇÃO GERAL

A COMUNIDADE ECOLÓGICA E OS FATORES ATUANTES NA SUA ESTRUTURA

Entre definições organicistas com entidades discretas, como a do ecólogo vegetal americano Frederic E. Clements, e as associações fortuitas de espécies como resultado do acaso, proposta pelo botânico H. A. Gleason, o termo comunidade ecológica pode ser amplamente definido, segundo Ricklefs (1990), como uma associação de populações interagindo, normalmente delimitada pela natureza de suas interações ou pelo lugar em que elas vivem.

Em uma dada comunidade, as espécies pertencentes a ela estão organizadas de um modo diferente do que seria esperado ao acaso (Brown, 1995). De forma geral, a estrutura de uma comunidade é dependente tanto dos efeitos locais e históricos, como também responde a regras gerais que operam dentro de cada caso específico, e que podem ser impostas pela sequência de colonização e pelo ambiente (Belyea & Lancaster, 1999).

Dentre os fatores que influenciam na organização do conjunto de espécies de uma comunidade, podem-se citar: (i) restrições de dispersão, (ii) restrições ambientais, e (iii) dinâmicas internas (Belyea & Lancaster, 1999). Os dois primeiros são considerados processos externos às dinâmicas internas. A primeira restrição seleciona um *pool* de espécies geográficas, formando um subconjunto das que foram capazes de se dispersar para o local disponível para colonização, enquanto a segunda forma um *pool* de espécies do habitat, constituído de um subconjunto que possui atributos que possibilitam o estabelecimento e o desenvolvimento em determinadas condições ambientais. Assim, ambos contêm potenciais colonizadores, mas somente as espécies presentes nos dois

subconjuntos serão capazes de colonizar o local, estando ainda sujeitas às seleções decorrentes das interações inter ou intraespecífica, fornecidas pela dinâmica interna.

Portanto, atividades em nível populacional têm consequências para o próximo nível - a comunidade, sendo fundamental reconhecer as espécies que a constituem. Entretanto, a natureza da comunidade é obviamente mais do que a soma de suas espécies constituintes. Há uma mistura complexa de fatores bióticos, como mutualismo, parasitismo, predação, competição, e também de fatores físicos, como temperatura, umidade, precipitação e perturbação, que devem sempre ser levados em conta. A medição direta e concomitante de todos esses parâmetros, muitas vezes, por restrições tanto de recursos humanos e financeiros quanto de demanda de tempo, torna-se muito difícil (Rølstad *et al.*, 2002). Uma maneira mais simples e menos custosa de acessar e entender tais fenômenos é através das propriedades emergentes das comunidades focadas.

Estudos com ecologia de comunidades podem seguir em duas direções: i) descrições simples das comunidades, através do registro qualitativo e ocorrência pontual das espécies, e ii) compreensão de como agrupamentos de espécies estão distribuídos no tempo e no espaço.

Esta última abordagem busca padrões e tendências repetidas, por meio de análises de métricas de comunidade (como riqueza, abundância, diversidade, equabilidade, composição), avaliando diferenças e semelhanças nas condições ambientais, sejam elas antrópicas ou naturais. Esta abordagem, que será o enfoque do presente trabalho, têm se desenvolvido muito nos últimos anos, fornecendo subsídios para toda uma área de investigação em biologia da conservação.

ALTERAÇÕES ANTRÓPICAS - AMEAÇAS À DIVERSIDADE BIOLÓGICA

A relação entre homem e natureza, em todo o Planeta, tem sido pautada em uma história de exploração e destruição. Não obstante, se as sociedades antigas fizeram isto de forma mais ou menos equilibrada durante longos períodos de tempo, a sociedade contemporânea, no entanto, tem sido altamente prejudicial ao equilíbrio do sistema. Diferentemente das sociedades antigas, a sociedade contemporânea possui métodos de exploração sofisticados que possibilitam o consumo desenfreado e intenso, ameaçando enormemente à biodiversidade (Primack & Rodrigues, 2001). Isso se deve ao crescimento exponencial da população humana, que por conta de suas necessidades alimentares e de habitação induz ao uso indiscriminado da terra, explorando os recursos naturais a um nível que supera a capacidade homeostática do ambiente (Laurence & Bierregaard, 1997).

Essa postura tem feito o nosso planeta experimentar uma transformação e conversão de seus ambientes nativos numa taxa nunca antes observada, restando muitas vezes apenas pequenos remanescentes em uma paisagem fragmentada (Vitousek *et al.*, 1997). Com este crescente grau de devastação e a perda de espécies num ritmo acelerado e desenfreado, a biologia da conservação aparece como uma disciplina primordial para a manutenção dos habitats remanescentes (Soulé & Orians, 2001). Estratégias que tenham por objetivo a avaliação e o monitoramento dos habitats remanescentes são imprescindíveis, e pesquisas nesta direção devem ser estimuladas (e.g. Uehara-Prado *et al.*, 2005).

Entre as ações antrópicas mais comumente observadas estão a urbanização, desmatamento, corte de madeira, fragmentação, agricultura e mineração que provocam perturbações ao meio natural, principalmente nos ecossistemas das regiões tropicais (Miles *et al.*, 2006; Philpott *et al.*, 2010). Porém, além da intervenção humana, tais

ambientes podem ser modificados por alterações naturais, e que diferem entre si tanto em escala quanto em magnitude. O fato é que as alterações de origem natural são em muitos casos, previsíveis, e dado seu ritmo e velocidade, permitem que os habitats mantenham sua integridade ao longo do tempo. Já as alterações antrópicas podem ser muito mais severas, impossibilitando a manutenção do funcionamento dos ecossistemas em longo prazo, gerando uma inevitável perda de biodiversidade (Brown & Brown, 1992).

As mudanças ambientais provenientes da intervenção humana, além de degradar severamente o ambiente, também afeta e transforma a dinâmica da comunidade de modos diferentes. Uma das consequências é uma mudança no balanço das interações, que muitas vezes redefine o processo de exclusão competitiva, ou abre espaço para a colonização de novos organismos (Schoener, 1982). Até mesmo alterações antrópicas aparentemente brandas podem modificar a estrutura física do local, acarretando em mudanças no microclima, nas interações tróficas, nos serviços ecossistêmicos e na estrutura da comunidade existente (New, 1995; Andersen *et al.*, 2009).

A MATA ATLÂNTICA E AS ASSEMBLEIAS DE FORMIGAS

A Mata Atlântica é um bioma que vem sendo devastado há mais de 500 anos (Morellato & Haddad, 2000). Originalmente, a Mata Atlântica ocupava 1.360.000 km² do território nacional, mas hoje está reduzida à apenas cerca de 8% de sua formação original (Ribeiro *et al.*, 2009), distribuída em remanescentes isolados e dispersos numa paisagem com intensa pressão antrópica, onde predominam a agricultura e a urbanização (Morellato & Haddad, 2000; Saunders *et al.*, 1991). Apesar de intensamente fragmentado, este bioma ainda possui grande biodiversidade e altos índices de endemismo, por este motivo foi apontado como um dos “*hotspots*” mundiais

de diversidade por Myers *et al.* (2000). Uma região de extrema importância biológica, considerado um dos maiores repositórios de biodiversidade do mundo, e em muitos aspectos mais diverso do que a Amazônia (Morellato & Haddad, 2000; Pinto *et al.*, 2006). Por tudo isso, é uma região de alta prioridade em termos de disponibilização de esforços, recursos humanos e financeiros para ações de conservação (MMA, 2000).

Entender como e de que forma essas alterações antrópicas afetam parâmetros de diversidade e composição das comunidades da Mata Atlântica e conseqüentemente seus serviços ecossistêmicos, é um passo fundamental para o estabelecimento de medidas e estratégias de manejo eficientes (Freitas *et al.*, 2006; McGeoch, 1998).

Uma das maneiras de acessar os processos ecológicos difíceis de monitorar é buscar grupos ou organismos que forneçam informações fidedignas do sistema no qual estão envolvidos, e que também sejam viáveis, tanto em relação ao tempo quanto ao custo (McGeoch, 1998; Niemi & McDonald, 2004). Além disso, sugere-se que tais organismos sejam sensíveis a mudanças sutis nos ambientes, constituam um grupo diverso, possuam uma grande proporção de biomassa, com ciclos de vida curto, e que desempenhem um papel fundamental nos processos ecossistêmicos (Brown, 1991; McGeoch, 1998).

Perfazendo cerca de 75% de toda a fauna do planeta, os insetos estão entre os grupos mais eficientes para estudos de conservação (Brown, 1991, 1996, 1997). Pesquisadores têm utilizado progressivamente espécies de invertebrados, como consequência do reconhecimento da maior sensibilidade às mudanças ambientais e da maior facilidade de amostragem deste grupo (Kremen *et al.*, 1993). Apesar de serem considerados de forma geral como um grupo eficiente, nem todos os táxons possuem o mesmo potencial, e muitos grupos especialmente interessantes e promissores esbarram em problemas básicos como taxonomia ainda não resolvida e dificuldade na

identificação das espécies (Uehara-Prado *et al.*, 2009). No entanto, a literatura vem revelando de forma crescente a confiabilidade da relação estreita que alguns grupos de insetos estabelecem com o ambiente na forma de mudanças perceptíveis e consistentes às mudanças em seus habitats (Uehara-Prado *et al.*, 2009).

Dentre os insetos, assembleias de formigas vêm recebendo particular interesse, pois possuem uma combinação de características que fazem deste grupo um dos melhores para inventários rápidos e programas de monitoramento (Agosti *et al.*, 2000; Andersen *et al.*, 2002; Freitas *et al.*, 2003; Majer *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2007). Entre elas pode-se ressaltar: 1) uma diversidade adequada (nem muitas espécies nem poucas) e abundante em praticamente todos os ambientes, 2) associações ecológicas com diferentes grupos taxonômicos, e 3) ninhos perenes e estacionários (Brown, 1997; Hölldobler & Wilson, 1990).

Consideradas como um dos principais componentes biológicos de ambientes estruturalmente complexos como as florestas tropicais, as formigas estão presentes nos processos mais importantes dos ambientes terrestres como dispersores de sementes, predadores, herbívoros e mutualistas com insetos e plantas (Fittkau & Klinge, 1973; Freitas *et al.*, 2003; Oliveira & Freitas, 2004). Vários trabalhos mostram a existência de correlação entre características estruturais dos habitats e padrões estruturais de assembleias de formigas (Castro *et al.*, 1989; Freitas *et al.*, 2006; Majer *et al.*, 1997; Silva *et al.*, 2004). Muitas formigas nidificam e forrageiam sobre a vegetação, e conseqüentemente sua riqueza e diversidade são influenciadas pela complexidade da flora local. Adicionalmente, as formigas participam de inúmeras interações antagonistas e mutualísticas com outros organismos (Brian, 1957; Oliveira & Freitas, 2004). Como resultado, assembleias de formigas são sensíveis às mudanças ambientais, revelando

efeitos de perturbação, servindo como ferramentas eficientes para o monitoramento ambiental.

Esta resposta positiva e o consenso sobre a eficiência de formigas como ferramentas para programas de conservação levou a organização de uma conferência sobre o uso deste grupo em estudos de biodiversidade global, e a conseqüente elaboração de um protocolo padrão - o “All Protocol”. Este protocolo, publicado na forma de um livro, propõe o uso efetivo de formigas em estudos de conservação (Agosti *et al.*, 2000). Através de uma escala global, sua utilização se justifica ainda mais como um grupo potencial para pesquisas na Mata Atlântica, uma vez que, a região Neotropical é muito rica em espécies de formigas, possuindo também o maior número de gêneros endêmicos para o grupo (Bolton, 1995).

Diante deste cenário, o presente estudo (i) explorou o potencial das formigas como indicadoras de impactos antrópicos na Mata Atlântica, e (ii) contribuiu para aumentar o conhecimento sobre este grupo neste bioma, auxiliando assim no planejamento de melhores estratégias de conservação.

REFERÊNCIAS

- Agosti, D., J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schutz. 2000. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA.
- Andersen, A.N., B.D. Hoffmann, W.J. Müller & A.D. Griffiths. 2002. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. **Journal of Applied Ecology** 39: 8-17.
- Andersen, A.N., T.D. Penman, N. Debas & M. Houadria. 2009. Ant community responses to experimental fire and logging in a eucalypt forest of south-eastern Australia. **Forest Ecology and Management** 258: 188-197.
- Belyea L.R. & J. Lancaster. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. **Oikos** 86: 402-416.

- Bolton, B. 1995. A taxonomic and zoogeographical census of the extant ant taxa (Hymenoptera: Formicidae). **Journal of Natural History** 29: 1037-1056.
- Brian, M.V. 1957. The natural density of *Mymica rubra* and associated ants in West Scotland. **Insects sociaux** 3: 437-487.
- Brown, J.H. 1995. *Macroecology*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Brown Jr, K.S. 1991. Conservation of Neotropical environments: insects as indicators. In *The conservation of insects and their habitats* (N.M. Collins & J.A. Thomas, eds.). Royal Entomological Society Symposium XV. Academic Press, London, England, p.349-404.
- Brown Jr., K.S. & G.G. Brown. 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In *Tropical deforestation and species extinction* (T. C. Whitmore & J. Sayer, eds.). Chapman & Hall, London, England, p.119-142.
- Brown Jr, K.S. 1996. The use of insects in the study, inventory, conservation and monitoring of biological diversity in the Neotropics, in relation to land use models. In *Decline and conservation of butterflies in Japan, III* (S.A. Ae, T. Hirowatari, M. Ishii & L.P. Brower, eds.). Lepidopterological Society of Japan, Osaka, Japan, p.128-149.
- Brown Jr, K.S. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, 1: 25-42.
- Brown Jr, K.S. 1997. Insetos como rápidos e sensíveis indicadores de uso sustentável de recursos naturais. In *Indicadores Ambientais* (Martos, H. L. & N. B. Maia, eds.). Sorocaba: PUC / Shell Brasil, p.143-145.
- Castro, A.G., M.V.B. Queiroz & L.M. Araújo. 1989. Estrutura e diversidade de formigas em pomar de citrus. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil** 18: 229-246.
- Fittkau, E.J. & H. Klinge. 1973. On biomass and trophic structure of the Central Amazonian rain forest ecosystem. **Biotropica** 5: 2-14.
- Freitas, A.V.L., R.B. Francini & K.S. Brown Jr. 2003. Insetos como indicadores ambientais. In *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre* (Cullen Jr., R. Rudran & C. Valladares-Pádua, organizadores). Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, p.125-151.
- Freitas, A.V.L., I.R. Leal, M. Uehara-Prado & L. Iannuzzi. 2006. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In *Biologia da Conservação: Essências* (Rocha, C.F.D., H.G. Bergallo, M. Van Sluys & M.A.S. Alves, eds.). RiMa Editora, São Carlos, p.357-384.

- Hölldobler, B. & E.O. Wilson. 1990. *The ants*. Cambridge, Belknap/Harvard University Press, 732pp.
- Kremen, C., R. Colwell, T.L. Erwin, D.D. Murphy, R.F. Noss & M.A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. **Conservation Biology** 7: 796-808.
- Laurance, W.F. & R.O. Bierregaard Jr. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago, 616pp.
- Majer, J.D., C. Delabie & N.L. McKenzie. 1997. Ant litter fauna of forest, forest edges and adjacent grassland in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. **Insectes Sociaux** 44: 255-266.
- Majer, J.D., G. Orabi & L. Bisevac. 2007. Ants (Hymenoptera: Formicidae) pass the bioindicator scorecard. **Myrmecological News** 10: 69-76.
- McGeoch, M.A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews** 73: 181-201.
- Miles, L., A.C. Newton, R.S. DeFries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos, J.E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography** 33: 491-505.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2000. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e campos sulinos*. Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo SEMAD / Instituto Estadual de Florestas-MG. Brasília.
- Morelato, L.P.C. & C.F.B. Haddad. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica** 32: 786-792.
- Myers N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858.
- New, T.R., 1995. *Introduction to Invertebrate Conservation Biology*. Oxford University Press, Oxford.
- Niemi, G.J. & M.E. McDonald. 2004. Application of ecological indicators. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics** 35: 89-111.
- Oliveira, P.S. & A.V.L. Freitas. 2004. Ant-Plant-Herbivore Interactions in the Neotropical Cerrado Savanna. Review. **Naturwissenschaften** 91: 557-570.

- Pinto, L.P., L. Bedê, A. Paese, M. Fonseca, A. Paglia & I. Lamas. 2006. Mata Atlântica Brasileira: Os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um Hotspot mundial. In *Biologia da Conservação: Essências* (Rocha, C. F. D., H. G. Bergallo, M. Van Sluys & M. A. S. Alves, eds.). RiMa Editora, São Carlos, p.91-118.
- Philpott, S.M., I. Perfecto, I. Armbrrecht & C.L. Parr. 2010. Ant Diversity and Function in Disturbed and Changing Habitats. In *Ant Ecology* (Lach, L., C.L. Parr, & K.L. Abbott, eds.). Oxford University Press, New York, p.137-156.
- Primack, R.B. & E. Rodrigues. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina, PR, Gráfica e Editora Midiograf, 328p.
- Ribeiro, M.C., J.P. Metzger, A.C. Martensen, F. Ponzoni, M.M. Hirota. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** 142: 1141-1153.
- Ricklefs, R. 1990. *Ecology*. 3d ed. W. H. Freeman, New York.
- Rølstad, J., I. Gjerde, V.S. Gundersen & M. Sætersdal. 2002. Use of indicator species to assess forest continuity: a critique. **Conservation Biology** 16: 253-257.
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs & C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology** 5: 18-32.
- Schoener, T.W. 1982. The controversy over interspecific competition. **American Scientist** 70: 586-95.
- Silva, R.R., C.R.F. Brandão & R. Silvestre. 2004. Similarity between cerrado localities in central and southeastern Brazil based on the dry season bait visitors ant fauna. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** 39: 191-199.
- Silva, R.R., R.S.M. Feitosa & F. Eberhardt. 2007. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management** 240: 61-69.
- Soulé, M.E. & G.H. Orians. 2001. *Conservation Biology: Research Priorities for the Next Decade*. Washington, Island Press, 397pp.
- Uehara-Prado M., K.S. Brown Jr. & A.V.L. Freitas. 2005. Biological traits of frugivorous butterflies in a fragmented and a continuous landscape in the south Brazilian Atlantic Forest. **Journal of the Lepidopterists' Society** 59: 96-106.
- Uehara-Prado, M., J. O. Fernandes, A. M. Bello, G. Machado, A. J. Santos, F.Z. Vaz-de-Mello & A.V.L. Freitas. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: a first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** 142: 1220-1228.

Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco & J.M. Melillo. 1997. Human domination of earth's ecosystems. **Science** 277: 494-499.

CAPÍTULO 1 - “Respostas de assembleias de formigas à perturbação antrópica na Mata Atlântica do Sudeste do Brasil”

INTRODUÇÃO

Num ritmo igualmente crescente a perturbação antrópica, desenvolve-se a necessidade de responder como e de que forma estas ações afetam os sistemas naturais. Uma das maneiras de acessar os processos ecológicos difíceis de monitorar é buscar grupos ou organismos que facilitem o entendimento destas intervenções humanas no meio natural. Tais grupos devem fornecer informações fidedignas do sistema no qual estão envolvidos, e que também sejam viáveis para estudar e avaliar, tanto em relação ao tempo quanto ao custo (McGeoch, 1998; Niemi and McDonald, 2004).

Um caminho para esta abordagem é focar em organismos que possuam alguns atributos chave, como: (i) serem sensíveis a mudanças sutis no ambiente; (ii) constituírem grupos diversos e/ou com uma grande proporção de biomassa na área; (iii) possuírem ciclos de vida curto, para que a resposta à mudança seja rapidamente perceptível; e (iv) fazerem parte de processos ecossistêmicos fundamentais, assegurando uma correlação ampla com processos físicos e biológicos do ambiente em questão (Brown, 1991; McGeoch, 1998). A resposta do grupo ou organismo a uma alteração no ambiente seja ela natural ou antrópica pode ser observada através de mudanças em variáveis como, riqueza, diversidade, e composição, e que sejam possíveis e fáceis de serem medidas por meio de análises das métricas da comunidade, objetivando avaliar diferenças e semelhanças nas condições ambientais (Hodkinson & Jackson, 2005; New, 1995; Philpott *et al.*, 2010).

Dentre os grupos que podem ser utilizados nestas análises, as assembleias de formigas possuem uma combinação de características que fazem destes insetos um dos

melhores para inventários rápidos e programas de monitoramento (Agosti *et al.*, 2000; Andersen *et al.*, 2002; Freitas *et al.*, 2003; Majer *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2007). Dentre estas características, podem-se ressaltar: i) diversidade adequada (nem muitas nem poucas), e abundante em praticamente todos os ambientes, ii) associações ecológicas com diferentes grupos taxonômicos, e iii) ninhos perenes e estacionários (Brown, 1997; Hölldobler & Wilson, 1990). Mesmo para um grupo relativamente bem conhecido como este, a escassez de informações ainda é grande, incluindo até mesmo o conhecimento taxonômico básico (Silva & Silvestre, 2004), além de uma falta de resultados úteis para tomadas de decisão em ações de conservação (Underwood & Fisher, 2006).

As formigas recebem destaque na região Neotropical, uma vez que constitui a região mais diversa do planeta com o maior número de gêneros e espécies, e também com a maior quantidade de gêneros endêmicos para formigas (Fisher, 2010). Inserida nesta região, a Mata Atlântica possui contribuição importante nesta posição e, junto com algumas partes da Amazônia exibe a maior razão de espécies endêmicas da biota no Brasil (Delabie *et al.*, 2000). Além disso, é também um bioma de extrema importância biológica, classificado como um dos maiores repositórios de biodiversidade do mundo (Pinto *et al.*, 2006, Morellato & Haddad, 2000). Entretanto, é um exemplo da descontrolada exploração humana, e que vem sendo destruída num ritmo alarmante a mais de 500 anos (Morellato & Haddad, 2000). Possui altos índices de biodiversidade e de endemismo, sendo apontada como um dos “hotspots” mundiais de diversidade (Myers *et al.*, 2000), mas devido a sua intensa fragmentação, apresenta uma alta proporção de espécies ameaçadas em diversos graus (Lewinsohn *et al.*, 2005; MMA, 2000).

Diante deste contexto o presente estudo avaliou a estrutura das assembleias de formigas em três Unidades de Conservação (UC) de remanescentes de Mata Atlântica

do Estado de São Paulo, com o objetivo de investigar se a riqueza e a composição das assembleias destes organismos diferem entre as áreas com diferentes graus de perturbação antrópica.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

O estudo foi desenvolvido com material coletado em três UCs de Mata Atlântica do Estado de São Paulo, sendo estas, Núcleo Santa Virgínia (SV), Estação Biológica de Boracéia (BO), e Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba (PA). Todas elas assemelham-se tanto na cobertura vegetal (Floresta Ombrófila Densa), quanto por possuírem históricos de perturbação antrópica conhecidos, e fazem parte de um contínuo de vegetação de mais de 1.600.000 ha na Serra do Mar.

Criado em 1989, o Núcleo Santa Virgínia (23°17' - 23°24' S, 45°03' - 45°11' W), ocupa área de quatro municípios do Vale do Paraíba do Sul: São Luis do Paraitinga, Cunha, Ubatuba e Natividade da Serra. Abrangendo aproximadamente 4.790 ha, localiza-se no Planalto de Paraitinga-Paraibuna. A Estação Biológica de Boracéia, criada em 1954, situa-se no município de Salesópolis (23°37'59''S e 45°31'59''W), possuindo cerca de 16.450 ha. A Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba (23°46'S e 46°18'W) possui 336 ha e localiza-se no município de Santo André, na borda do Planalto Atlântico.

As três UCs estudadas possuem diferentes históricos de ocupação e uso do solo, e em cada reserva, duas áreas com diferentes contrastes de perturbação foram selecionados e amostrados (Tabela 1).

Santa Virgínia – Uma das áreas amostradas sofreu corte-raso da vegetação, incluindo queima seguida de processos de pastagem. Esta parte da reserva é agora um mosaico

composto principalmente por vegetação secundária (Tabarelli & Mantovani, 1999). A segunda área passou por corte seletivo de madeira, e atualmente é uma região de floresta antiga, relativamente bem preservada e com alguns remanescentes de floresta primária no entorno. Ambos eventos passados, a área está sem perturbação há mais de 50 anos.

Boracéia – Nesta UC diferentes técnicas de manejo foram realizadas para a abertura de trilhas na floresta. Uma das áreas passou por manejo intensivo, no qual eram manejadas periodicamente com poda de vegetação e limpeza da trilha para facilitar o acesso à manutenção das linhas elétricas e condutores de água. Outra área da reserva, com manejo extensivo foi abandonada nos anos setenta e agora são usadas exclusivamente para pesquisa e ensino.

Paranapiacaba – Esta unidade sofreu com a remoção de sua vegetação, devido à construção de estradas, linhas elétricas de alta tensão, e a presença de uma estrada de ferro, fatos que contribuíram e facilitaram o acesso e a remoção da vegetação original. Na década de 1950 a unidade ainda foi afetada com a proximidade da implantação de um complexo industrial e em meados das décadas de 70 e 80 a vegetação local foi severamente afetada pela poluição atmosférica. Atualmente a unidade é ocupada principalmente por vegetação secundária (Kirisawa *et al.*, 2003).

Procedimentos de amostragem

As formigas foram amostradas mensalmente entre novembro e maio, período que inclui os meses mais quentes e chuvosos, para otimizar a amostragem. A primeira unidade amostrada foi o Núcleo Santa Virgínia, de novembro de 2004 a maio de 2005, seguida da Estação Biológica de Boracéia entre novembro de 2005 e maio de 2006, e a reserva de Paranapiacaba amostrada de novembro de 2006 a maio de 2007.

Dentro de cada UC duas áreas foram selecionadas para o estudo, sendo uma considerada mais preservada e outra menos preservada (Tabela 1). Doze unidades amostrais foram instaladas em cada UC, seis na área menos preservada, e seis na mais preservada, e distantes pelo menos 100 metros entre si. Cada unidade amostral foi constituída por cinco armadilhas de queda (“pitfall traps”) niveladas com o solo e constituídas de copos plásticos de 500 ml com 8,5 cm diâmetro de abertura, dispostas em linhas e distantes aproximadamente 2 metros uma da outra. Cada armadilha possuía uma cobertura de disco de isopor para proteção contra chuva direta e queda de folhas. O líquido conservante utilizado foi propileno-glicol 30% e formol 0,1%. Algumas gotas de detergente foram adicionadas para quebrar a tensão superficial. As armadilhas foram deixadas abertas no campo durante seis dias por mês, totalizando sete períodos de coleta por UC. As formigas foram triadas em bandejas brancas sob a luz de luminárias e preservadas em álcool 70%, que foram então armazenados no Museu de Zoologia do Instituto de Biologia da Unicamp. Posteriormente, os indivíduos foram morfoespeciados seguindo Fernández (2003) e identificados por taxonomistas experientes para confirmação (Rogerio R. Silva, C. R. Brandão e F. Fernández). Todo o material fará parte da coleção dos Museus de Zoologia da Unicamp e da Universidade de São Paulo.

Escolha de grupos focais

Dois grupos tróficos foram selecionados para testar diferenças em abundância entre os contrastes de perturbação, cultivadoras de fungos ou formigas cortadeiras, e poneríneas predadoras. A escolha destes dois grupos foi baseada em evidências da literatura que mostram a relação dos mesmos com o ambiente envolvendo atributos como comportamento, necessidades ecológicas, distribuição espacial, e a sensibilidade

em relação à interferência humana (Andersen, 1995; Fowler *et al.*, 1989; Hölldobler & Wilson, 1990; Silva *et al.*, 2009).

Análise dos dados

As análises foram baseadas, principalmente, na ocorrência de espécies mais do que em números de indivíduos, sendo essa considerada a maneira adequada de análise para insetos sociais que empregam técnicas de recrutamento diferentes (Longino *et al.*, 2002). Em todas as análises, as comparações foram feitas dentro de cada UC, e entre as UCs, sempre comparando a área mais preservada com a área menos preservada.

As curvas de acúmulo de espécies foram construídas usando a replicação temporal das unidades amostrais, o que representa 42 amostras ao longo do tempo em cada área e foram utilizadas para comparar ambientes dentro de cada área. Foi utilizada a função `poolaccum` do pacote `vegan` (Oksanen *et al.* 2010) escrito para linguagem R (R Development Core Team, 2010) para calcular o número esperado de espécies em cada área, usando 100 aleatorizações na ordem de acumulação das amostras. As curvas representam o valor médio das permutações e um intervalo de confiança foi construído a partir dos percentis 2.5% e 97.5% dos valores simulados.

Para testar se havia diferença na composição de espécies entre os diferentes históricos de perturbação, no que diz respeito à ordenação, comparações foram realizadas dentro e entre as UCs. Os resultados foram obtidos através da análise de “non-metric multidimensional scaling” (NMDS). Para tal procedimento foram utilizados os índices de similaridade de Jaccard baseado em dados qualitativos (presença/ausência), e Morisita baseado em dados quantitativos (frequência relativa). Para testar a significância da diferença na composição entre as áreas foi utilizado o ANOSIM (Clarke, 1993) em uma matriz de Jaccard e Morisita.

Além da análise de ordenação, a abundância (frequência) de formigas cortadeiras e Poneríneas predadoras foram testadas através da análise de Qui-quadrado nas diferentes UCs e dentro das UCs, com objetivo de se verificar se existiam diferenças nos padrões de distribuição de abundância de espécies nas diferentes áreas.

RESULTADOS

Assembleias de formigas

Após 21 meses de coleta e um esforço amostral de 1.260 amostras, foram registradas 142 espécies em 34 gêneros de formigas nas três Unidades de Conservação (veja o apêndice 1 para a lista completa de espécies). Em Santa Virgínia foram coletadas 75 espécies, distribuídas em 27 gêneros. Destas 30 eram exclusivas da área de corte seletivo, e 23 da área com corte raso, com 22 espécies comuns a ambas. O gênero mais diverso foi *Pheidole* com 19 espécies, seguida por *Hypoponera* com sete espécies. Boracéia apresentou um total de 97 espécies em 29 gêneros, no qual 30 espécies estavam presentes exclusivamente na área de manejo extensivo, e 21 na área de manejo intensivo, com 46 espécies em comum. O gênero mais diverso foi *Pheidole* com 25 espécies registradas, seguida por *Hypoponera* com oito espécies. Por fim, em Paranapiacaba foram coletadas 78 espécies, distribuídas em 28 gêneros, sendo que 19 espécies ocorreram apenas no interior e 15 na borda, com 44 espécies em comum. O gênero mais diverso foi novamente *Pheidole* com 16 espécies, seguido por *Solenopsis* com nove espécies.

Comparações entre os diferentes regimes de perturbação

Para riqueza de espécies, curvas de acúmulo mostraram que não há diferenças significativas no acúmulo e densidade de espécies entre as áreas com diferentes regimes de perturbação em cada uma das UCs (Fig. 1 A e B; Fig. 2 A e B; Fig. 3 A e B). Entretanto, a projeção da curva é ascendente, ou seja, o esforço amostral não foi suficiente para amostrar uma parte representativa da assembleia local.

Em Santa Virgínia a ordenação baseada em dados qualitativos mostra que as unidades amostrais se segregam por área, mostrando que a composição das assembleias de formigas é diferente nas duas áreas estudadas (Fig. 4). Em adição, o NMDS quantitativo (Morisita) reforça esta diferença na composição entre as diferentes áreas de Santa Virgínia (Fig.5). Estes resultados também foram confirmados por resultados do ANOSIM (Morisita, $R = 0,63$, $P = 0,0017$; Jaccard, $R = 0,86$, $P = 0,0021$). A composição em Boracéia pela similaridade de Jaccard também mostra uma evidente separação em dois grupos entre as áreas contrastantes (Fig. 6) resultados que foram confirmados por ANOSIM ($R = 0,37$, $P = 0,004$), mas que não foi notado no NMDS de Morisita ($R = 0,081$, $P = 0,1517$) (Fig. 7). Nas amostras de Paranapiacaba os agrupamentos dos tratamentos não foram significativos tanto para os dados do NMDS qualitativo ($R = 0,11$, $P = 0,19$) (Fig. 8), quanto para o NMDS quantitativo de Morisita ($R = 0,028$, $P = 0,328$) (Fig.9).

A abundância de formigas cortadeiras foi muito baixa e bastante semelhante em todas as UCs, e as análises de qui-quadrado não mostraram diferenças significativas entre as áreas com diferentes tipos de perturbação dentro de cada UC (Tabela 2). Ponerinae foi mais abundante em Boracéia e Paranapiacaba do que em Santa Virgínia, mas diferenças significativas foram encontradas somente em Boracéia quando

comparando área perturbada *versus* área preservada (Qui-quadrado = 4,983, GL 1, p = 0,0256).

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho sugerem que a alteração antrópica influencia na estrutura das assembleias de formigas. Assim como sugerido por diversos autores (vide Andersen, 1995; Majer & Mackenzie, 1997; Ribas *et al.*, 2003; Vasconcelos, 1999), o efeito da perturbação sobre as assembleias, depende principalmente do tipo de perturbação, da frequência e da intensidade, e do tempo de abandono da área alterada, como foi de fato observado neste estudo.

Riqueza

O número de espécies de formigas está relacionado a diversos fatores do ambiente, e esta riqueza possui relações positivas com a densidade ou com a heterogeneidade estrutural da vegetação local, como observado na Amazônia brasileira (Vasconcelos, 1999) e também num gradiente de regeneração na Mata Atlântica (Silva *et al.*, 2007). Entretanto, nas áreas de estudo a riqueza das assembleias de formigas não apresentaram diferenças significativas em nenhum dos diferentes históricos.

Em Santa Virgínia as áreas que sofreram corte raso e corte seletivo apresentaram uma riqueza de espécies similar entre os contrastes. Diversas respostas para riqueza têm sido encontradas em áreas que sofreram corte de madeira, entre as quais uma diminuição no número de espécies (King *et al.*, 1998), aumento em áreas recentemente cortadas (Palladini *et al.*, 2007), ou não mudar com o corte seletivo (Kemel *et al.*, 2001; Vasconcelos *et al.*, 2000).

Boracéia e Paranapiacaba contrariam o verificado na literatura, a qual demonstra que áreas com efeito de borda possuem maior riqueza quando comparadas ao interior da floresta (Dejean & Gibernau, 2000; Majer & Mackenzie, 1997; Vasconcelos *et al.*, 2001). Este aumento pode estar associado ao aumento da diversidade de hemípteros mutualistas, devido à alta produtividade de plantas nas bordas das florestas, ou mesmo pelo aumento da serapilheira na borda que oferece um ambiente estruturalmente mais complexo (Dejean & Gibernau, 2000; Rubinstein & Vasconcelos, 2005). Entretanto, segundo De Souza *et al.* (2001) essa complexidade estrutural pode facilitar o estabelecimento de espécies oportunistas, que podem trazer algumas consequências para o ambiente como (i) adicionar espécies para a comunidade, (ii) excluir espécies residentes, diminuindo o número de espécies ou (iii) substituir espécies residentes, mantendo assim a riqueza de espécies, sendo o terceiro caso uma possível explicação para o que foi observado no presente estudo.

Apesar do número de espécies encontradas no presente estudo ser superior ao encontrado por Silva *et al.* (2007) no mesmo bioma, as curvas de acúmulo do presente estudo não atingiram o platô, mostrando que o esforço amostral pode não ter sido suficiente para detectar mudanças na riqueza. Segundo Agosti *et al.* (2001) para que seja possível amostrar 70% da fauna de formigas, dois métodos de coleta precisam ser empregados, “pitfalls traps” e extrator de Winkler. Entretanto, segundo Dunn (2004a), em regiões tropicais a riqueza de formigas recupera-se muito mais rapidamente, depois de 39 anos em média, do que quando comparado a composição. A semelhança entre os valores de riqueza pode ser resultado não apenas do longo período de recuperação das áreas estudadas, mas pode também ser explicada pelo fato de que estas fazem parte de um contínuo de vegetação, facilitando o fluxo de espécies dentro das UCs. Este

parâmetro é uma medida importante, mas muito simples para avaliar a totalidade da intervenção (Dunn, 2004a).

Históricos de perturbação

Diferenças na composição encontrada entre as áreas em Santa Virgínia sugerem que a severidade da perturbação é um fator importante para a fauna de formigas. Como demonstrado pela literatura áreas que sofreram corte seletivo, e foram bem manejadas, têm efeitos menos drásticos do que áreas que foram desmatadas ou mal manejadas (Dunn *et al.*, 2004b; Vasconcelos *et al.*, 2000). Segundo Vasconcelos (1999, 2000), áreas que sofreram corte raso e queima, diminuem significativamente a riqueza, equabilidade, abundância, e alteram a composição, quando comparadas com florestas maduras. Entretanto, áreas que passaram por corte seletivo, e após um curto período de regeneração, 13 anos, não apresentaram diferenças significativas nestas mesmas medidas e são similares à floresta primária. Para o autor a persistência de assembleias de formigas típicas de florestas não perturbadas pode ser dependente da quantidade de danos estruturais efetuados pelo tipo de corte, fato que pode explicar a diferença acentuada entre as áreas em Santa Virgínia. Resultados similares foram encontrados por Uehara-Prado (2009) na mesma área de estudo durante o mesmo período, mas com outros artrópodes. A composição de espécies de aranhas, borboletas frugívoras, carabídeos, estafilínídeos e Coleoptera epigéicos também formou grupos bem distintos entre as áreas perturbadas e mais preservadas, respondendo de maneira similar com os resultados obtidos neste estudo. Floren *et al.* (2001) e Palladini *et al.* (2007) sugerem que a composição em áreas que sofreram corte raso pode se tornar similar a uma floresta primária, no entanto ela precisa de muitas décadas, ou séculos, de regeneração natural. Em contrapartida Vasconcelos *et al.* (2000) sugerem que embora a diferença na

composição possa ser em parte dependente do tempo de recuperação, áreas que sofreram corte raso não recuperam a composição original de assembleias de formigas. Fogo pode ser outro fator importante para a diferença entre as áreas, como sugerido por Mackay *et al.* (1991) que mostra que os efeitos são severamente negativos para as formigas de florestas tropicais que não estão adaptadas a este evento.

Devido ao tipo de manejo utilizado em Boracéia e Paranapiacaba nas áreas mais impactadas, estas funcionariam como borda, entretanto ambas apresentaram diferentes respostas. O efeito de borda transforma alguns componentes do ambiente, e dentre os principais efeitos estão as mudanças na estrutura da vegetação (Majer & Delabie, 1999), no microclima da floresta (Camargo & Kapos, 1995), e no aumento da serapilheira (Rubinstein & Vasconcelos, 2005). Uma série de trabalhos, incluindo estudos em ecossistemas tropicais, temperados e boreais têm mostrado mudanças na composição devido ao efeito de borda em fragmentos (Carvalho & Vasconcelos, 1999; Debuse *et al.*, 2007; Suarez *et al.*, 1998; Vasconcelos *et al.*, 2001). Resultados obtidos em Boracéia são similares e permitem comparação com o estudo desenvolvido por Carvalho & Vasconcelos (1999) em fragmentos e floresta contínua na Amazônia. Segundo estes autores, a composição foi afetada pelo efeito de borda, mas o mesmo não acontece com a riqueza. Para os autores, a mudança na composição pode ser ocasionada por aquelas serem florestas jovens, e a riqueza, permaneceu similar ao interior da floresta, por ter sido favorecida pela maior quantidade de serapilheira na borda do que no interior, fatores que podem também estar associados aos resultados encontrados em Boracéia. Segundo Ewel (1980), em florestas tropicais, as condições como precipitação e umidade são mais favoráveis ao crescimento vegetal do que em florestas semidecíduas e montanas, mas ainda assim, devido aos limites climáticos impostos pela borda há uma alta mortalidade e reposição de árvores nestes locais, o que acaba acarretando no

aumento da serapilheira (Carvalho & Vasconcelos, 1999). Um estudo desenvolvido na mesma UC, Boracéia, por Uehara-Prado (in prep.), também mostrou baixa similaridade de composição entre os diferentes históricos para borboletas frugívoras. Entretanto, estudos desenvolvidos para avaliar os efeitos da fragmentação em fragmentos na Floresta Amazônica (Vasconcelos *et al.*, 2006), e em fragmentos em Minas Gerais (Sobrinho & Schoereder, 2007), notaram que o efeito de borda não afetou a composição, assim como foi encontrado em Paranapiacaba no presente estudo. Para Vasconcelos *et al.* (2006), o resultado obtido pode ser consequência de bordas antigas, do tamanho das árvores e da arquitetura da floresta, fatores que aumentam a complexidade estrutural do local, e possibilitam o estabelecimento de espécies especialistas, o que parece ser o caso do presente trabalho, já que as bordas em Paranapiacaba foram estabelecidas há pelo menos 40 anos. Segundo Carvalho & Vasconcelos (1999), a composição em fragmentos próximos a Manaus foi mais afetada pela distância entre a borda e o centro da floresta do que pelo tamanho da área. Em adição, Laurance & Yensen (1991) relatam que os efeitos causados pela borda como, alterações microclimáticas, aumento da incidência de ventos e radiação solar se estende desde a borda até cerca de 100 m para o centro das florestas, fato que pode estar associado ao encontrado em Paranapiacaba. Em Paranapiacaba as duas áreas contrastantes estão no mesmo estágio de regeneração, de acordo com (Dunn, 2004a) a estrutura e a composição de assembleia de formigas está relacionada com a regeneração do habitat, fato que também pode explicar a similaridade observada entre as áreas.

Com exceção da área mais impactada de Boracéia que sofria podas regulares de vegetação, as alterações sofridas em Santa Virgínia e Paranapiacaba são resultado de eventos passados há mais de 50 anos. Os resultados aqui obtidos sugerem que apesar de algumas UCs estarem em processo de regeneração por um longo período, os diferentes

contrastes (corte raso x corte seletivo; manejo intensivo x manejo extensivo; borda x interior), ainda não foram capazes de restabelecer sua integridade composicional. Os resultados concordam com o sugerido por Dunn (2004a), que propôs que dependendo do estágio sucessional de vegetação, a composição pode demorar mais de 50 anos para se recompor.

Entretanto, a baixa abundância de formigas cortadeiras, e a ausência de diferenças entre as áreas contrastantes em todas as UCs deste estudo podem sugerir que, apesar de as áreas mais impactadas ainda não terem reestabelecido sua integridade composicional, estas podem estar em processos avançados de recuperação. Mesmo “pitfall traps” não sendo a melhor técnica de amostragem para caracterizar este grupo, as diferenças observadas são relevantes, já que o estudo é comparativo, e, além disso, esta técnica é frequentemente usada para avaliar abundância de comunidades de formigas. Segundo Silva *et al.* (2009) a densidade de formigas cortadeiras está associada a intervenção humana, e acompanha paralelamente os estágios sucessionais de restauração, diminuindo drasticamente a densidade após 42 anos de regeneração, sendo que a área acessada pelas formigas cortadeiras em estágios médios de regeneração chega a diminuir em quase 40% quando comparado com os primeiros estágios. De acordo com a literatura (Silva *et al.*, 2009), a diminuição na abundância de formigas cortadeiras, está baseada nas características físicas e biológicas presentes em estágios avançados de recuperação como, aumento de inimigos naturais (Almeida *et al.*, 2008), e diminuição de espécies pioneiras palatáveis (Guariguata & Ostertag, 2001). Em adição, a ausência de diferenças significativas em Santa Virgínia e Paranapiacaba para Ponerinae corroboram essa hipótese, considerando que Ponerinae compõe um grupo de predadoras com dieta mais especializada e toleram menos alterações ambientais (Andersen, 1995). Entretanto, a diferença foi significativa entre as áreas de Boracéia,

mostrando assim que este tipo de intervenção comprometeu o desempenho deste grupo trófico. Os resultados obtidos neste estudo sugerem que diferentes históricos de perturbação resultam em processos diferentes de recuperação (Tabela 3). Segundo Vasconcelos *et al.* (1999) diferentes técnicas de manejo resultam em diferentes taxas de recuperação das assembleias de formigas, e quanto menor a intensidade e a escala de perturbação em floresta madura, mais rápida é a recuperação. Sugere-se ainda que a conservação de florestas secundárias antigas é essencial, pois assim como sugerido por Silva *et al.* (2007) estas são umas das poucas regiões capazes de manter uma proporção substancial de biodiversidade da Mata Atlântica. A recuperação mais lenta da composição indica que algumas espécies ainda precisam de florestas maduras para persistir (Dunn, 2004a).

CONCLUSÕES

Diante dos resultados, o presente trabalho sugere que, mesmo em situações de contrastes aparentemente pouco pronunciadas, e com as áreas fazendo parte de um contínuo de vegetação, as assembleias de formigas são ainda assim sensíveis e respondem às condições locais. A análise de riqueza não foi suficiente para mostrar diferenças entre os contrastes dos diferentes históricos de perturbação em cada UC, mas as diferenças foram reveladas pela análise da composição da assembleia de formigas. Segundo Dunn (2004a), a composição tem uma recuperação muito mais lenta do que a riqueza, e que por este e outros motivos, a busca de padrões por análises de riquezas são limitantes, sendo a análise da composição um complemento de extrema relevância. Como sugerido por Sobrinho & Schoereder (2007) a observação da composição de espécies permitiu-lhes observar um efeito que não seria notado se tivessem considerado a riqueza de espécies apenas. Conclui-se também que os diferentes históricos de

perturbação levam a diferentes processos de recuperação para as assembleias de formigas da Mata Atlântica. Para as alterações estudadas, os efeitos nas assembleias são dependentes da intensidade e da frequência da perturbação, e do tempo de regeneração da área alterada.

Referências

- Agosti, D. & L.E. Alonso. 2000. The ALL Protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (Agosti, D., J.D. Majer, L.E. Alonso, T. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, DC, p.204–206.
- Almeida, W., R. Wirth & I.R. Leal. 2008. Edge-mediated reduction of phorid parasitism on leaf-cutting ants in a Brazilian Atlantic forest. **Entomologia Experimentalis et Applicata** 129: 251–257.
- Andersen, A.N. 1995. A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant lifeforms in relation to stress and disturbance. **Journal of Biogeography** 22: 15–29.
- Andersen, A.N., B.D. Hoffmann, W.J. Müller & A.D. Griffiths. 2002. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. **Journal of Applied Ecology** 39: 8–17.
- Brown Jr, K.S. 1991. Conservation of Neotropical environments: insects as indicators. In *The conservation of insects and their habitats* (N.M. Collins & J.A. Thomas, eds.). Royal Entomological Society Symposium XV. Academic Press, London, England, p.349–404.
- Brown Jr, K.S. 1997. Insetos como rápidos e sensíveis indicadores de uso sustentável de recursos naturais. In *Indicadores Ambientais* (Martos, H. L. & N. B. Maia, eds.). Sorocaba: PUC / Shell Brasil, p.143-145.
- Camargo, J.L.C. & V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in Central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology** 11: 205–221.
- Carvalho, K.S. & H.L.Vasconcelos. 1999. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litterdwelling ants. **Biological Conservation** 91: 151–157.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology** 18: 117-143.
- Debus, V.J., J. King & A.P.N. House. 2007. Effect of fragmentation, habitat loss and within-patch habitat characteristics on ant assemblages in semi-arid woodlands of eastern Australia. **Landscape Ecology** 22: 731-745.

- Delabie, J.H.C., D. Agosti & I. do Nascimento. 2000. Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In *Sampling Ground-dwelling Ants: case studies from the world's rain forests* (D. Agosti, J. Majer, L. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Curtin University of Technology School of Environmental Biology Bulletin No. 18.
- Dejean, A. & M. Gibernau. 2000. A rainforest ant mosaic: the edge effect (Hymenoptera: Formicidae). **Sociobiology** 35: 385-402.
- De Souza O., J.H. Schoederer, V.K. Brown & R.O. Bierregaard. 2001. A theoretical overview of the processes determining species richness in forest fragments. In *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest* (Bierregaard RO, Gascon C, Lovejoy TF, Santos AA, eds.). Yale University Press, New Haven, p.13-20.
- Dunn, R.R. 2004a. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology** 18: 302-309.
- Dunn, R.R. 2004b. Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds and Lepidoptera. **Forest Ecology and Management** 191: 215-24.
- Ewel, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. **Biotropica** 12: 2-7.
- Fernández, F. 2003. *Introducción a las Hormigas de la región Neotropical*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexandre von Humboldt, Bogotá, Colombia XXVI+ 398p.
- Fisher, B.L. 2010. Biogeography. In *Ant Ecology* (Lach, L., C.L. Parr, & K.L. Abbott, eds.). Oxford University Press, New York, p.18-37.
- Floren, A., A. Freking, M. Biehl & K.E. Linsenmair. 2001. Anthropogenic disturbance changes the structure of arboreal tropical ant communities. **Ecography** 24: 547-554.
- Fowler, H.G., M.I. Pagani, O.A. Silva, L.C. Forti & N.B. Sales. 1989. A pest is a pest is a pest? The dilemma of neotropical leaf-cutting ants: keystone taxa of natural ecosystems. **Environmental Management** 13:671-675.
- Freitas, A.V.L., R.B. Francini & K.S. Brown Jr. 2003. Insetos como indicadores ambientais. In *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre* (Cullen Jr., R. Rudran & C. Valladares-Pádua, organizadores). Editora da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, p.125-151.
- Guariguata, R.M. & R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** 148: 185-206.
- Hodkinson, I.D. & J.K. Jackson. 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. **Environmental Management** 35: 649-666.

- Hölldobler, B. & E.O. Wilson. 1990. *The ants*. Cambridge, Belknap/Harvard University Press, 732pp.
- Kemel, K., C. Azevedo-Ramos, P. Moutinho & S. Malcher. 2001. The effects of logging on the groundforaging ant community in eastern Amazonia. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** 36: 215–219.
- King, J.R., A.N. Andersen & A.D. Cutter. 1998. Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. **Biodiversity and Conservation** 7: 1627–1638.
- Kirizawa, M., M. Sugiyama, E.A. Lopes & A. Custodio Filho. 2003. **Flora Fanerogâmica da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba**. Available at <http://www.ibot.sp.gov.br/PESQUISA/paranapiacaba/paranapiacaba.htm>
- Laurance W.F. & E. Yensen .1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation** 55:77-92.
- Lewinsohn, T.M., A.V.L. Freitas & P.I. Prado. 2005. Conservation of Terrestrial Invertebrates and Their Habitats in Brazil. **Conservation Biology** 19: 640-645.
- Longino, J.T., J. Coddington & R.K. Colwell. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. **Ecology** 83: 689-702.
- Mackay, W.P., A. Rebeles, H.C. Arredondo, A.Z. Rodriguez, D.A. Gonzales & S.B. Vinson. 1991. Impact of the slash and burning of a tropical rain forest on the native ant fauna (Hymenoptera: Formicidae). **Sociobiology** 18: 257-68.
- Majer, J.D. & N.L. McKenzie. 1997. Ant litter fauna of forest, forest edges and adjacent grassland in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. **Insectes Sociaux** 44: 255-66.
- Majer, J., & J.C. Delabie. 1999. Impact of tree isolation on arboreal and ground ant communities in cleared pasture in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. **Insectes Sociaux** 46: 281-290.
- Majer, J.D., G. Orabi & L. Bisevac. 2007. Ants (Hymenoptera: Formicidae) pass the bioindicator scorecard. **Myrmecological News** 10: 69-76.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2000. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e campos sulinos*. Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo SEMAD / Instituto Estadual de Florestas-MG. Brasília.
- McGeoch, M.A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews** 73: 181-201.
- Morelato, L.P.C. & C.F.B. Haddad. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica** 32: 786-792.

- Myers N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858.
- New, T.R. 1995. *Introduction to Invertebrate Conservation Biology*. Oxford University Press, Oxford.
- Niemi, G.J. & M.E. McDonald. 2004. Application of ecological indicators. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, 35: 89-111.
- Oksanen J., F.G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, R. B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M.H.H. Stevens, H. Wagner. 2010. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.17-11, url = <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Palladini, J.D., M.G. Jones, N.J. Sanders & E.S. Jules. 2007. The recovery of ant communities in regenerating temperate conifer forests. **Forest Ecology and Management** 242: 619-624.
- Philpott, S.M., I. Perfecto, I. Armbrecht & C.L. Parr. 2010. Ant Diversity and Function in Disturbed and Changing Habitats. In *Ant Ecology* (Lach, L., C.L. Parr, & K.L. Abbott, eds.). Oxford University Press, New York, p.137-142.
- Pinto, L.P., L. Bedê, A. Paese, M. Fonseca, A. Paglia & I. Lamas. 2006. Mata Atlântica Brasileira: Os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um Hotspot mundial. In *Biologia da Conservação: Essências* (Rocha, C. F. D., H. G. Bergallo, M. Van Sluys & M. A. S. Alves, eds.). RiMa Editora, São Carlos, p.91-118.
- R Development Core Team. 2010. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, url = <http://www.R-project.org>.
- Ribas, C.R., J.H. Schoereder, M. Pic & S.M. Soares. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology** 28: 305-314.
- Rubinstein, A. & H.L. Vasconcelos. 2005. Leaf-litter decomposition in Amazonian forest fragments. **Journal of Tropical Ecology** 21: 699-702.
- Silva, R.R., C.R.F. Brandão & R. Silvestre. 2004. Similarity between cerrado localities in central and southeastern Brazil based on the dry season bait visitors ant fauna. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** 39: 191-199.
- Silva, R.R., R.S.M. Feitosa & F. Eberhardt. 2007. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management** 240: 61-69.
- Silva, P.S.D., A.G.D. Bieber, I.R. Leal, R. Wirth & M. Tabarelli. 2009. Decreasing abundance of leaf-cutting ants across a chronosequence of advancing Atlantic forest regeneration. **Journal of Tropical Ecology** 25: 223-227.

- Sobrinho, T.G. & J.H. Schoereder. 2007. Edge and shape effects on ant (Hymenoptera: Formicidae) species richness and composition in forest fragments. **Biodiversity and Conservation** 16: 1459-1470.
- Suarez, A.V., D.T. Bolger & T.J. Case. 1998. Effect of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal Southern California. **Ecology** 79: 2041-2056.
- Tabarelli, M. & W. Mantovani. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia** 59: 239-250.
- Uehara-Prado, M., J.O. Fernandes, A.M. Bello, G. Machado, A.J. Santos, F.Z. Vaz-de-Mello & A.V.L. Freitas. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: a first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** 142: 1220-1228.
- Underwood, E.C. & B.L. Fisher. 2006. The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. **Biological Conservation** 132: 166-182.
- Vasconcelos, H.L. 1999. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. **Biodiversity and Conservation** 8: 409-420.
- Vasconcelos, H.L. J.M.S. Vilhena & G.J.A. Caliri. 2000. Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. **Journal of Applied Ecology** 37: 508-514.
- Vasconcelos, H.L., K.S. Carvalho & J.C. Delabie. 2001. Landscape modifications and ant communities. In *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest* (R.O. Bierregaard Jr., C. Gascon, T.E. Lovejoy & R. Mesquita, eds.). Yale University Press, New Haven, p.199-207.
- Vasconcelos, H.L., J.M.S. Vilhena, W.E. Magnusson & A.L.K.M. Albernaz. 2006. Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. **Journal of Biogeography** 33:1348-1356.

Tabelas:

Tabela 1: Áreas contrastantes em cada UC. Para mais detalhes veja o texto.

| UC | Vegetação | Áreas contrastantes em cada UC | |
|------------------------------------|------------------------------|--------------------------------|------------------|
| | | Mais perturbada | Menos perturbada |
| Núcleo Santa Virgínia | Secundária e floresta antiga | Corte seguido de queima | Corte seletivo |
| Estação Biológica de Boracéia | Floresta antiga | Manejo intensivo | Manejo extensivo |
| Reserva Biológica de Paranapiacaba | Secundária | Borda | Interior |

Tabela 2. Resultados de análises de Qui-quadrado. Os números representam a frequência absoluta nas amostras. Resultados significativos ($p < 0,05$) estão representados em negrito.

| | Santa Virgínia | | Boracéia | | Paranapiacaba | |
|------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------|------------------|----------------------|-----------------|
| | <i>corte raso</i> | <i>corte seletivo</i> | <i>intensivo</i> | <i>extensivo</i> | <i>borda</i> | <i>interior</i> |
| <i>Acromyrmex spp.</i> | | | | | | |
| Total | 4 | 4 | 3 | 6 | 6 | 7 |
| Ponerinae | | | | | | |
| Total | 45 | 39 | 198 | 156 | 90 | 114 |

Tabela 3. Compilação dos resultados obtidos.

| | Histórico | Tipo de vegetação | Riqueza | Composição | Grupos focais | |
|-----------------------|------------------|--------------------------|----------------|-------------------|----------------------|------------------|
| | | | | | Cortadeiras | Ponerinae |
| | cutte raso | Secundária | | | | |
| Santa Virgínia | x | e | Não diferiu | Diferiu | Não diferiu | Não diferiu |
| | cutte seletivo | Floresta Antiga | | | | |
| | manejo intensivo | | | | | |
| Boracéia | x | Floresta Antiga | Não diferiu | Diferiu | Não diferiu | Diferiu |
| | manejo extensivo | | | | | |
| | Borda | | | | | |
| Paranapiacaba | x | Secundária | Não diferiu | Não Diferiu | Não diferiu | Não diferiu |
| | interior | | | | | |

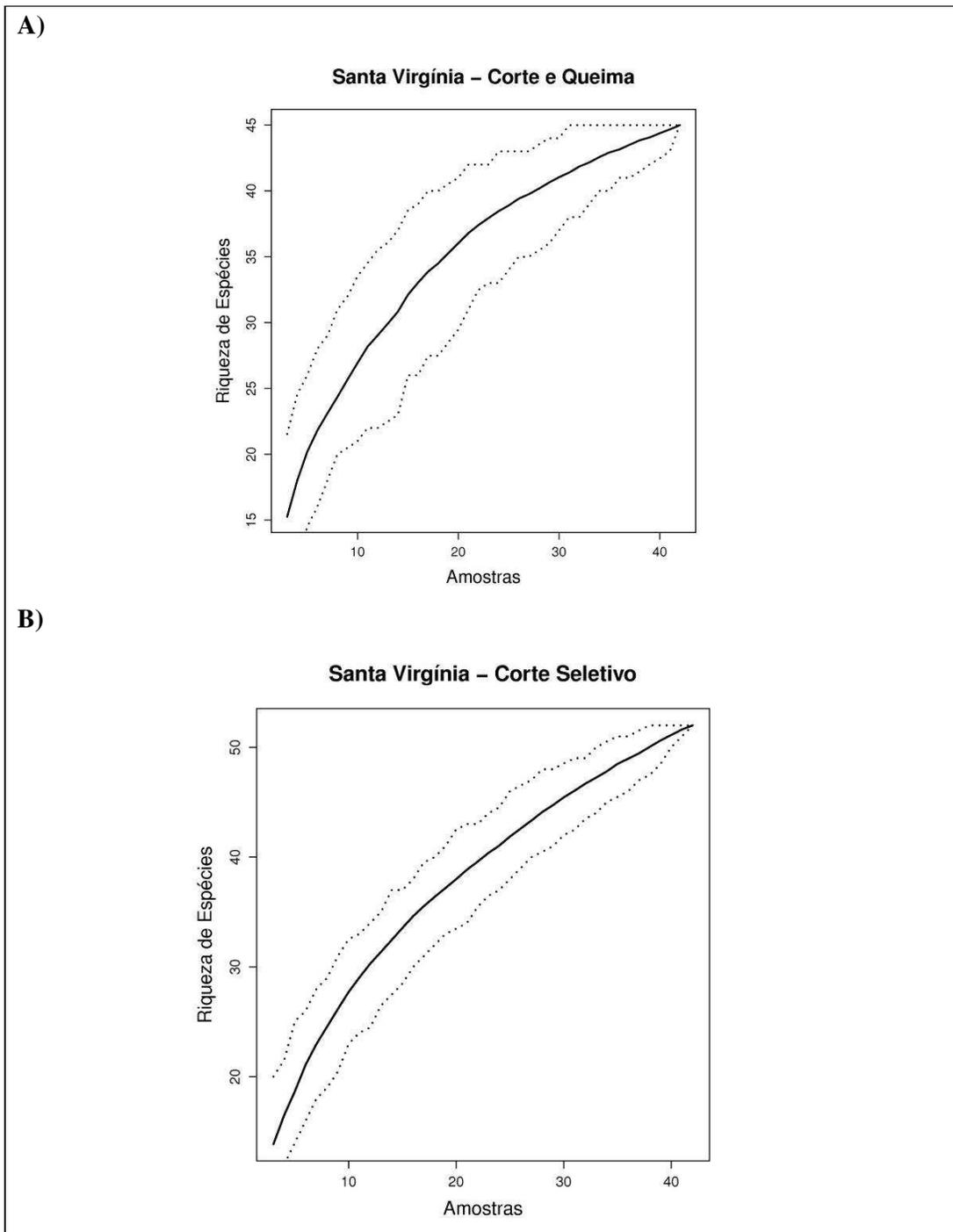
Figuras:

Figura 1: Curva de acúmulo de espécies baseadas em amostras para a riqueza de formigas em Santa Virgínia. a) área menos preservada corte e queima; b) área mais preservada corte seletivo. As curvas representam o valor médio das permutações e um intervalo de confiança foi construído a partir dos percentis 2,5% e 97,5% dos valores simulados.

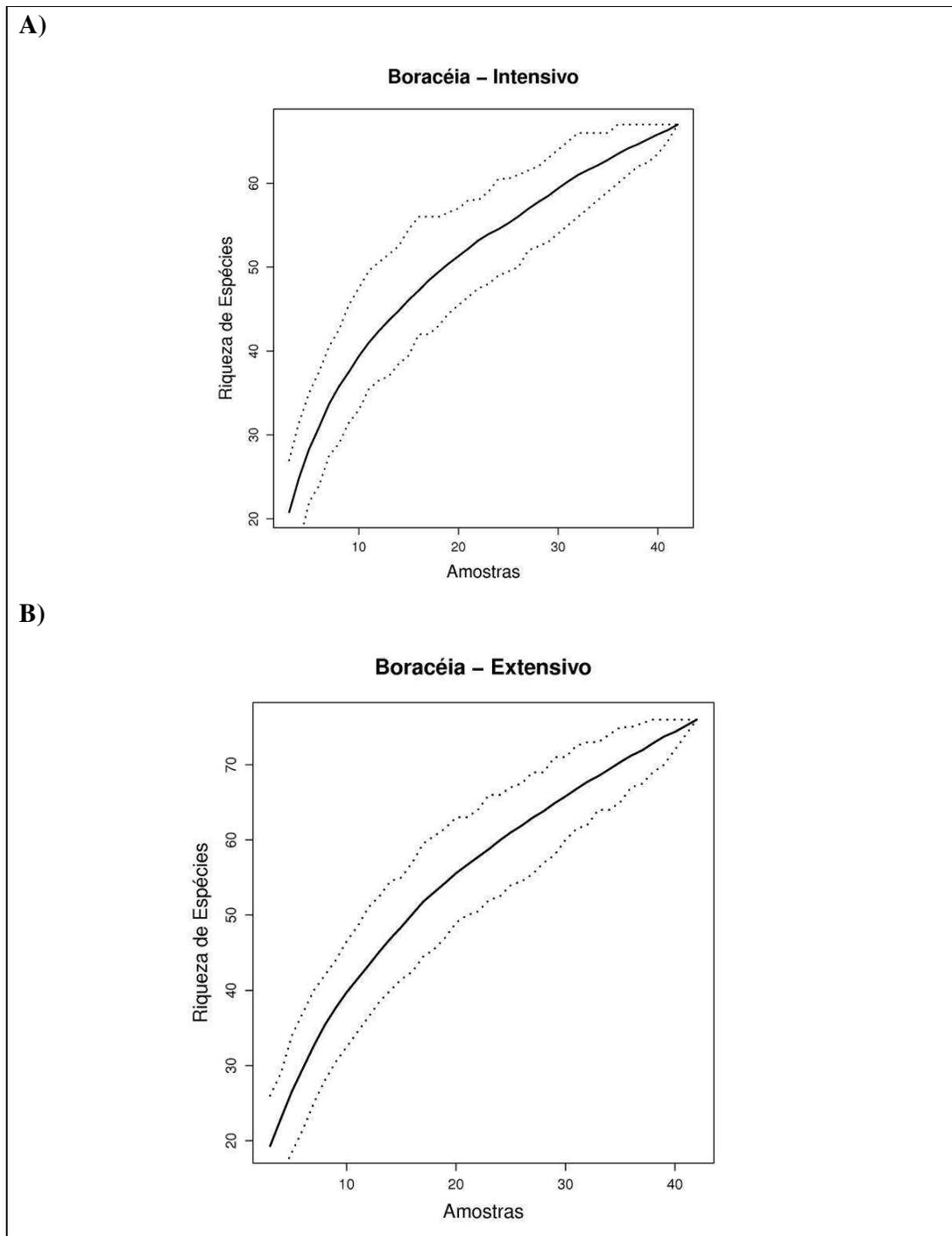


Figura 2: Curva de acúmulo de espécies baseadas em amostras para a riqueza de formigas em Boracéia. a) área menos preservada com manejo intensivo; b) área mais preservada com manejo extensivo. As curvas representam o valor médio das permutações e um intervalo de confiança foi construído a partir dos percentis 2,5% e 97,5% dos valores simulados.

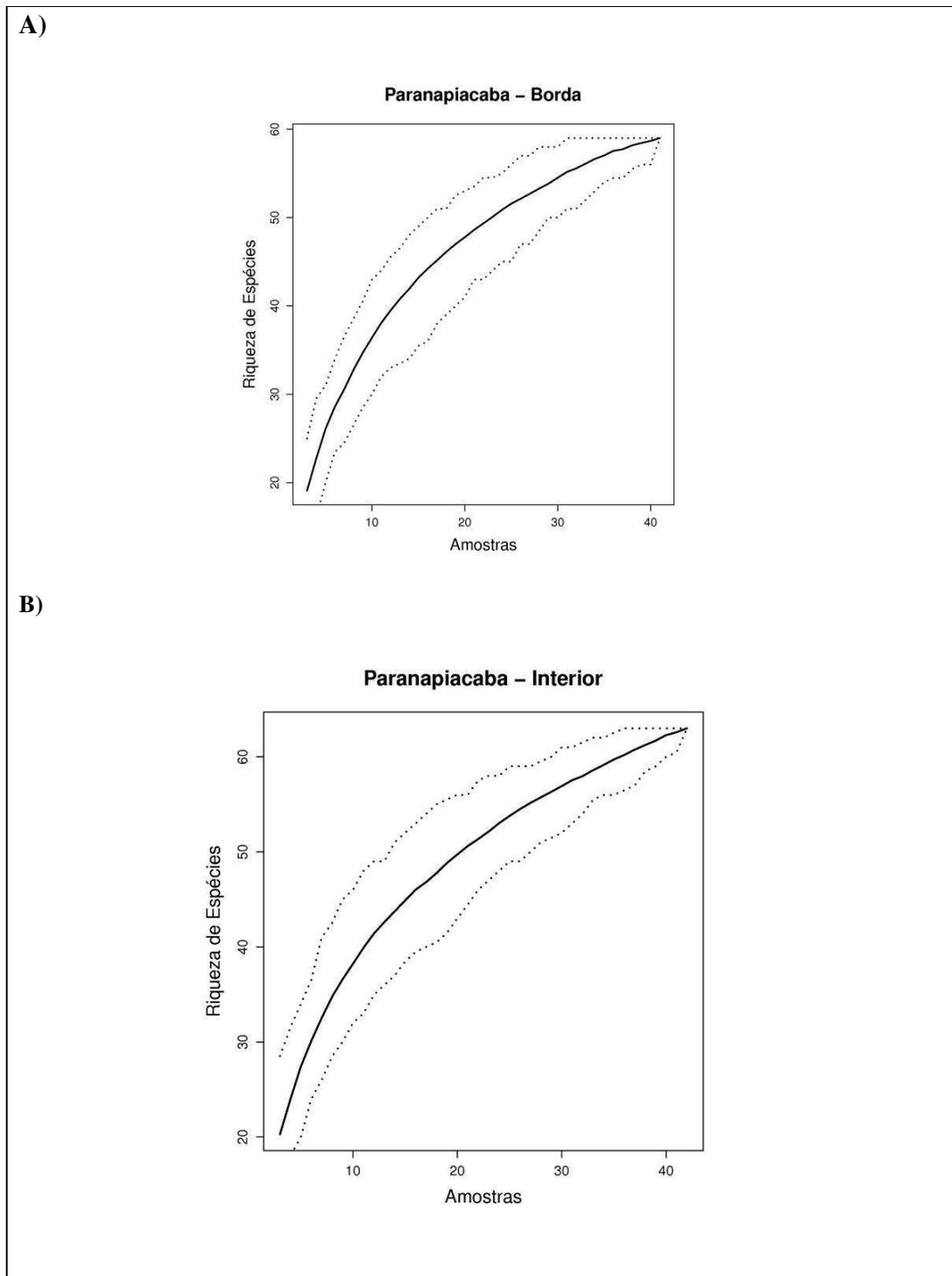


Figura 3: Curva de acúmulo de espécies baseadas em amostras para a riqueza de formigas em Paranapiacaba. a) área menos preservada, borda; b) área mais preservada, interior. As curvas representam o valor médio das permutações e um intervalo de confiança foi construído a partir dos percentis 2,5% e 97,5% dos valores simulados.

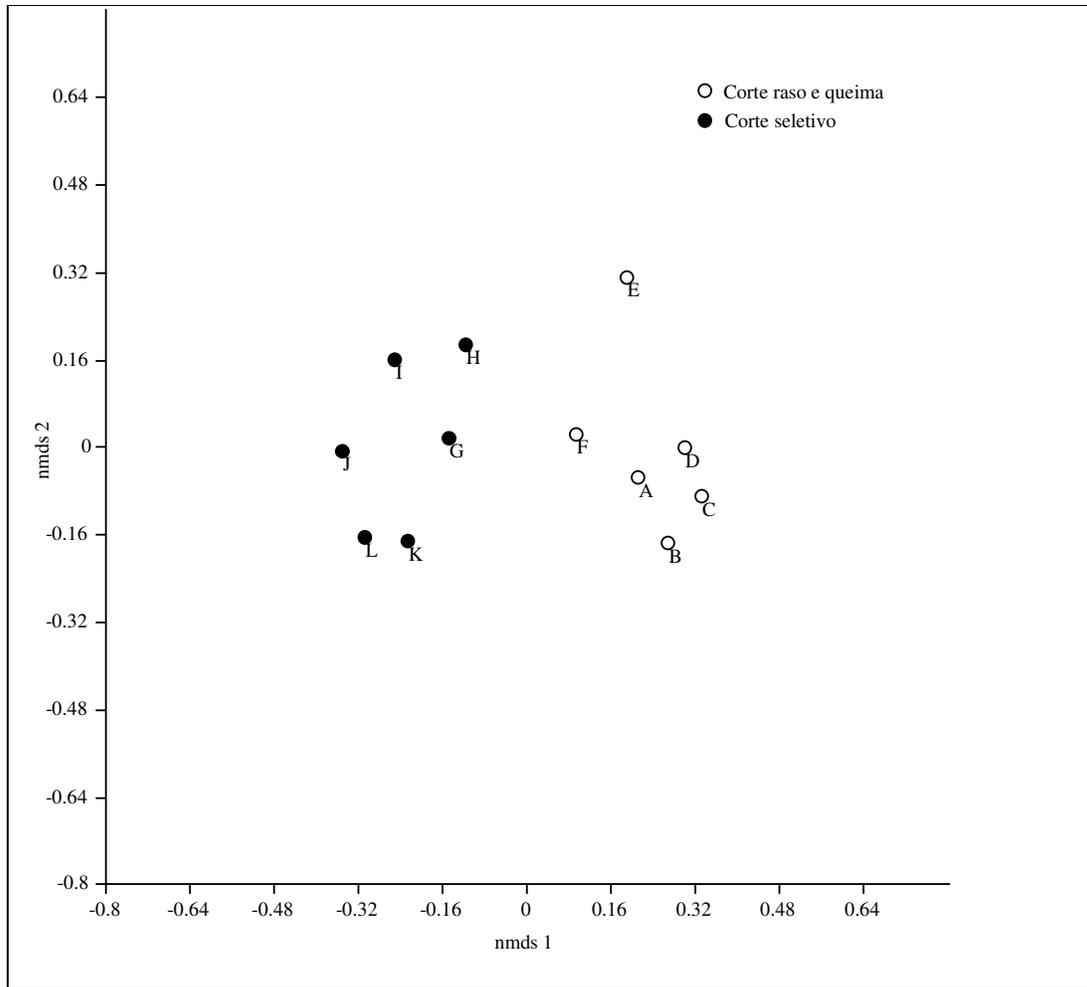


Figura 4: NMDS das assembleias de formigas presentes nos contrastes de Santa Virgínia. Cada letra (A-G) corresponde a uma unidade amostral. Os pontos representados pelos círculos vazios correspondem à área de corte raso e queima, e os círculos preenchidos representam a área de corte seletivo. Ordenação baseada no índice de similaridade de Jaccard. Stress: 0,1685.

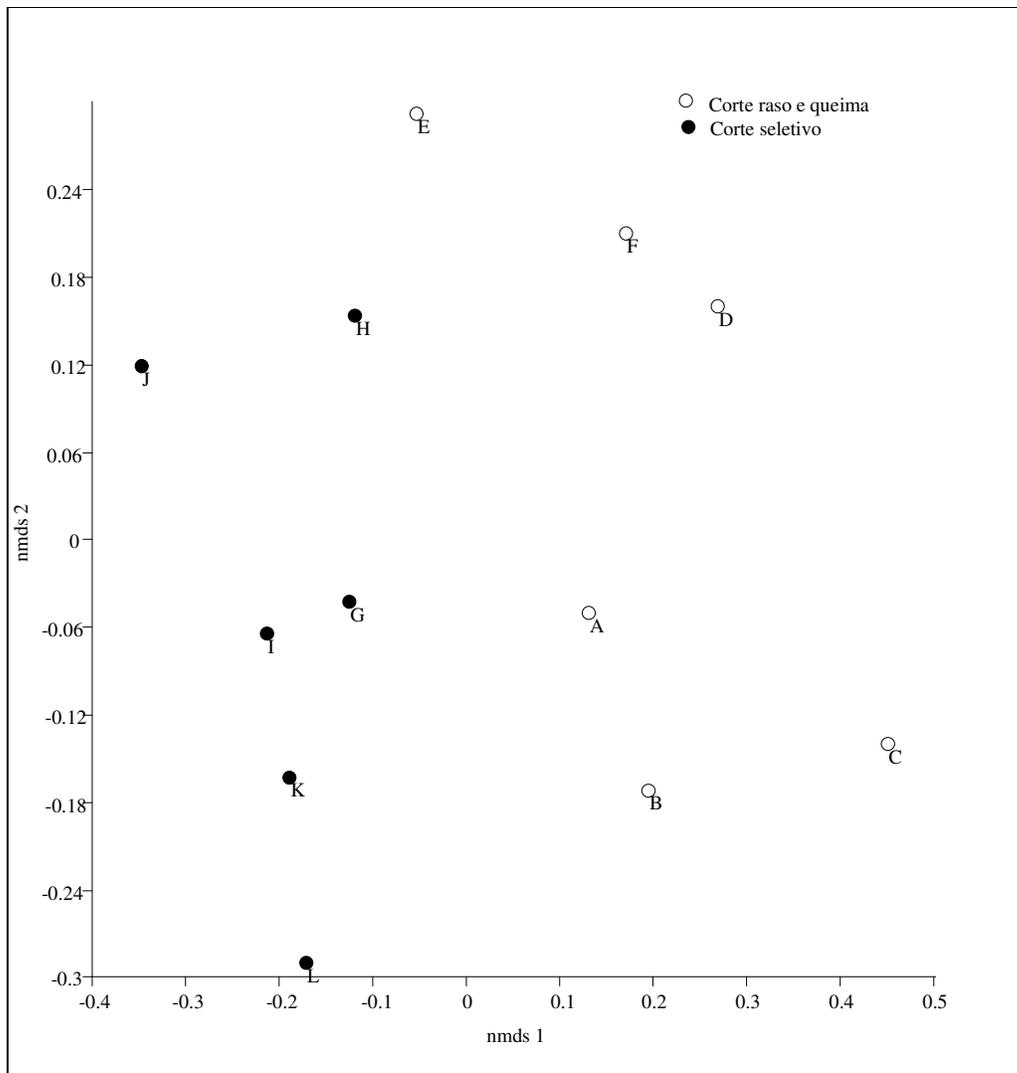


Figura 5: NMDS das assembleias de formigas presentes nos contrastes de Santa Virgínia. Cada letra (A-G) corresponde a uma unidade amostral. Os pontos representados pelos círculos vazios correspondem à área de corte raso e queima, e os círculos preenchidos representam a área de corte seletivo. Ordenação baseada no índice de similaridade de Morisita. Stress: 0,1975.

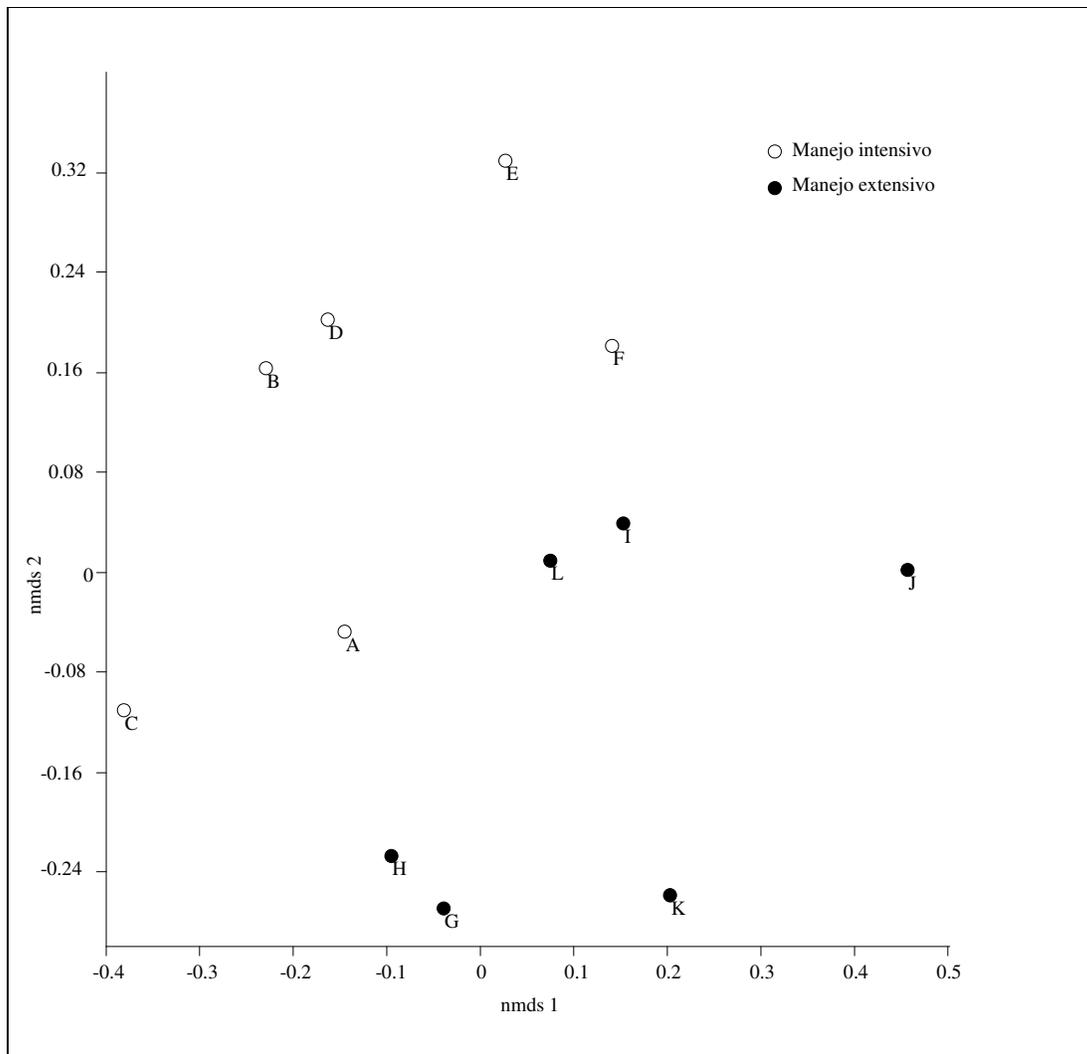


Figura 6: NMDS das assembleias de formigas presentes nos contrastes de Boracéia. Cada letra (A-G) corresponde a uma unidade amostral. Os pontos representados pelos círculos vazios correspondem à área de manejo intensivo, e os círculos preenchidos representam a área de manejo extensivo. Ordenação baseada no índice de similaridade de Jaccard. Stress: 0,2696.

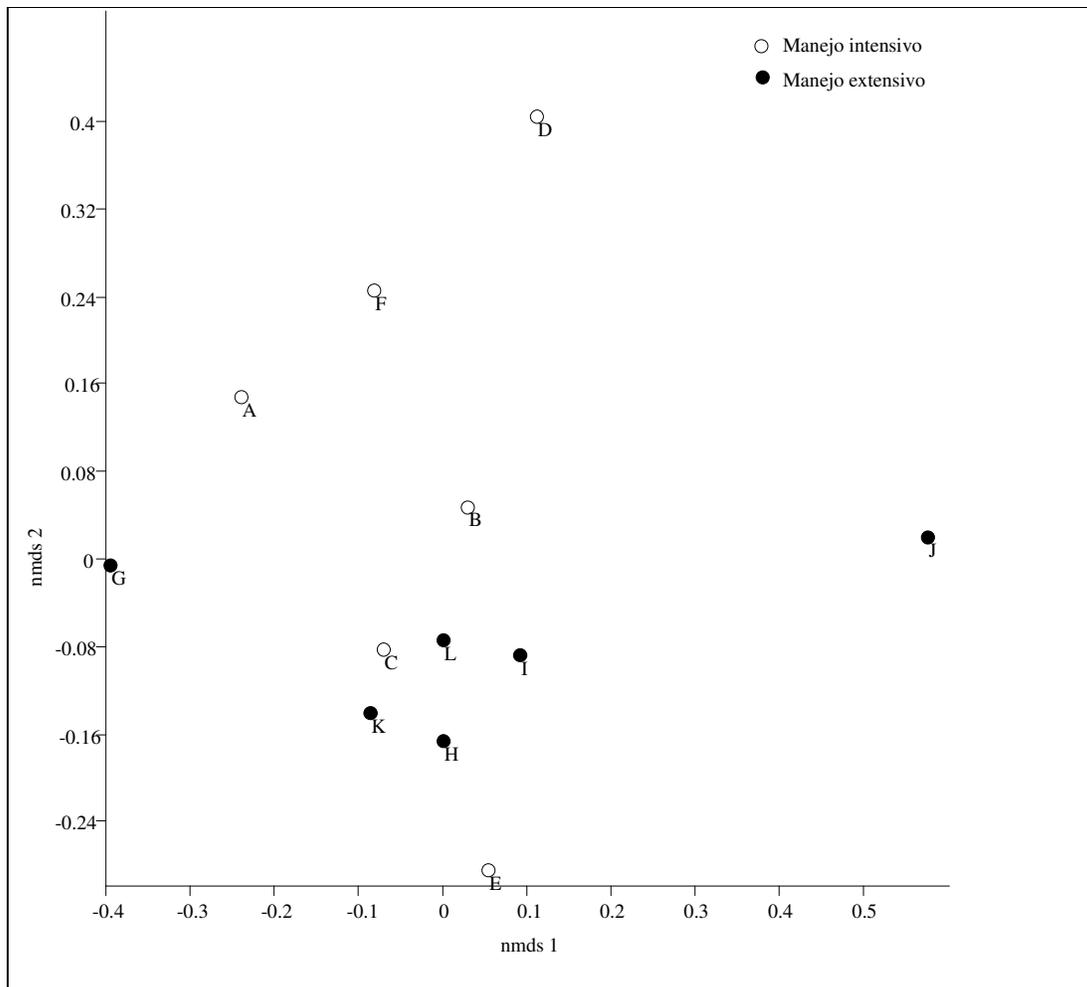


Figura 7: NMDS das assembleias de formigas presentes nos contrastes de Boracéia. Cada letra (A-G) corresponde a uma unidade amostral. Os pontos representados pelos círculos vazios correspondem à área de manejo intensivo, e os círculos preenchidos representam a área de manejo extensivo. Ordenação baseada no índice de similaridade de Morisita. Stress: 0,1615.

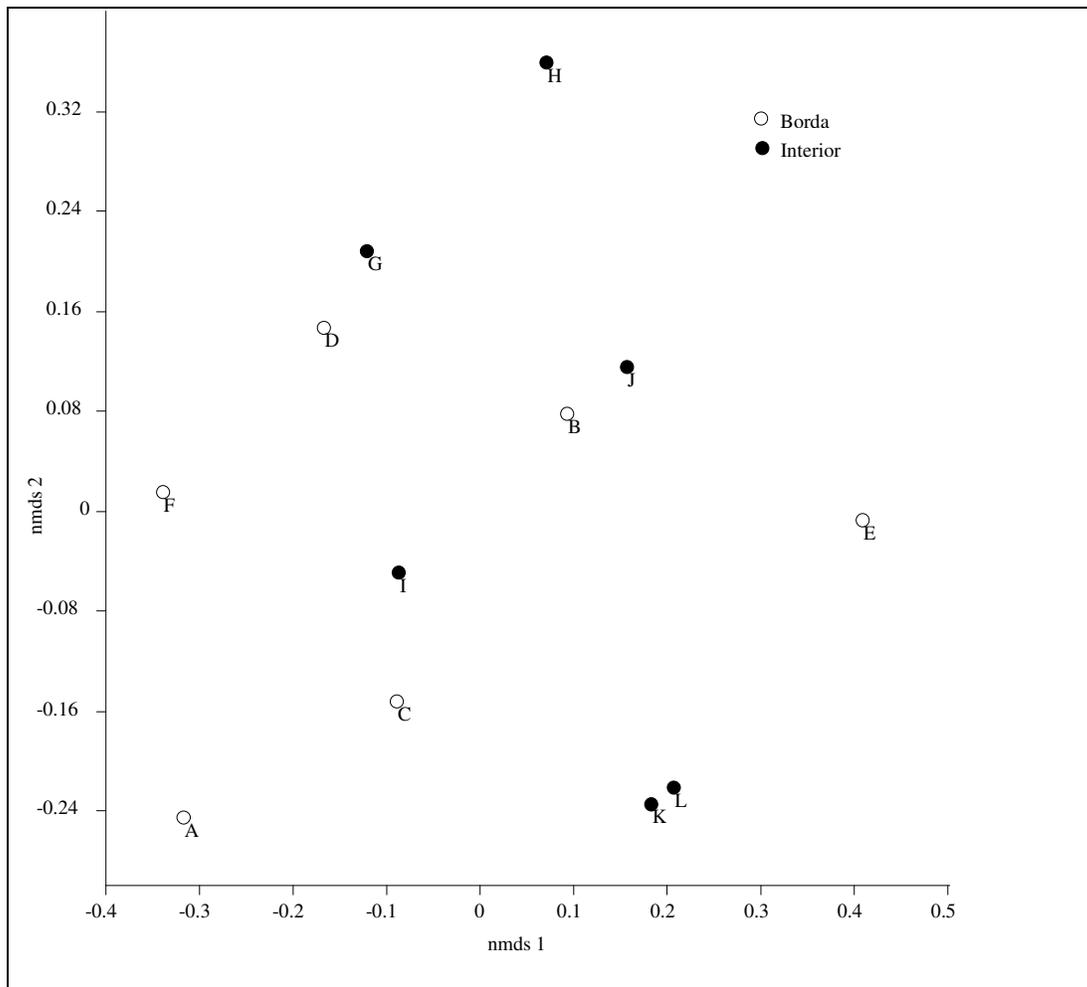


Figura 8: NMDS das assembleias de formigas presentes nos contrastes de Paranapiacaba. Cada letra (A-G) corresponde a uma unidade amostral. Os pontos representados pelos círculos vazios correspondem à área de borda, e os círculos preenchidos representam o interior. Ordenação baseada no índice de similaridade de Jaccard. Stress: 0,3235.

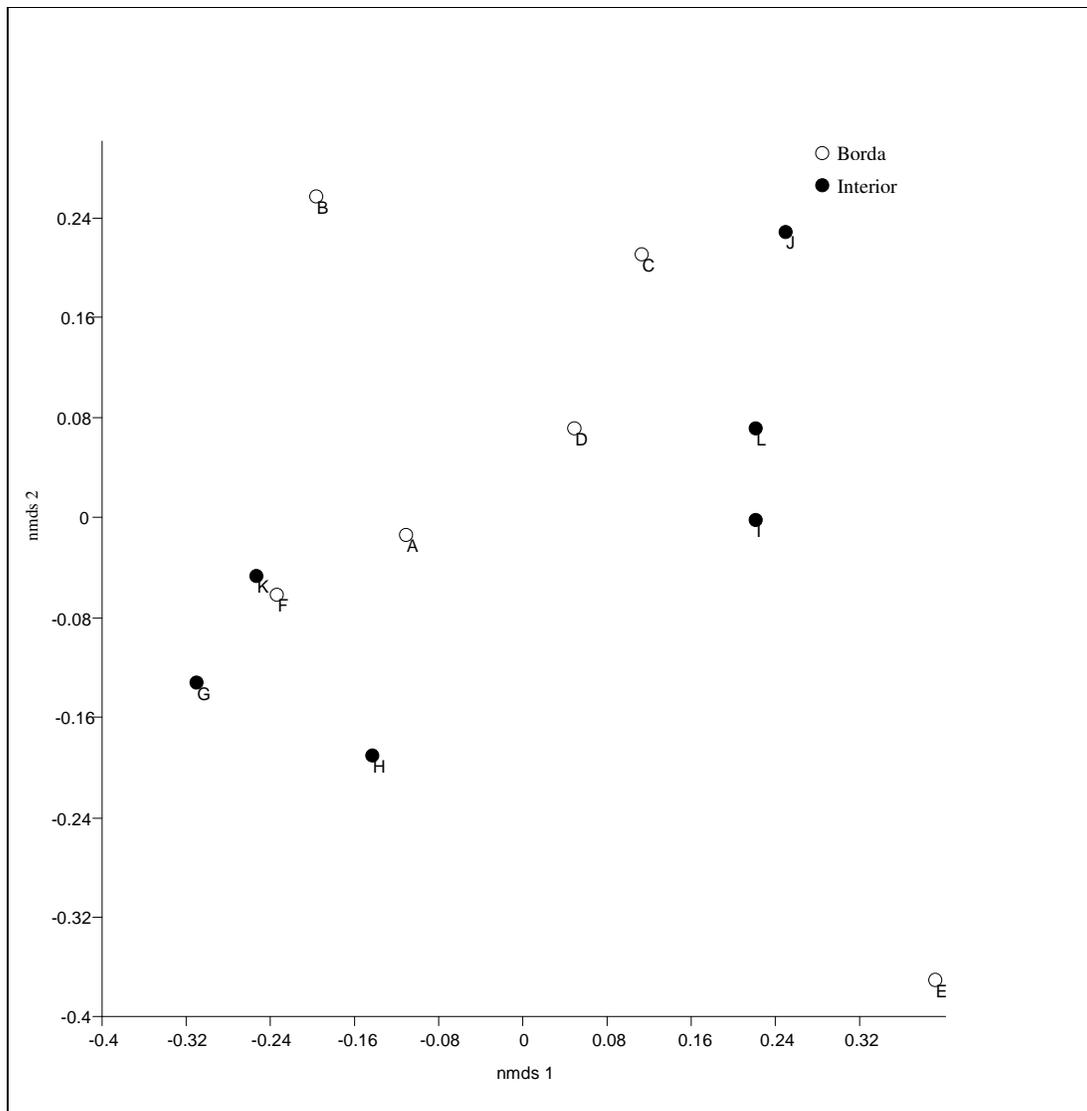


Figura 9: NMDS das assembleias de formigas presentes nos contrastes de Paranapiacaba. Cada letra (A-G) corresponde a uma unidade amostral. Os pontos representados pelos círculos vazios correspondem à área de borda, e os círculos preenchidos representam o interior. Ordenação baseada no índice de similaridade de Morisita. Stress: 0,1560.

:

Apêndice 1- Lista de espécies amostradas nas três unidades de conservação. Os números representam a frequência absoluta nas amostras.

| <i>Espécies</i> | BO | | PA | | SV | |
|-----------------------------------|-----------|-----------|-------|----------|------------|----------------|
| | intensivo | extensivo | borda | interior | corte raso | corte seletivo |
| <i>Acanthognathus rudis</i> | 0 | 1 | 2 | 1 | 2 | 0 |
| <i>Acromyrmex rugosus</i> | 2 | 1 | 6 | 7 | 1 | 4 |
| <i>Acromyrmex sp1</i> | 1 | 4 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| <i>Acromyrmex sp2</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Anochetus altisquamis</i> | 10 | 14 | 9 | 8 | 0 | 0 |
| <i>Anochetus sp1</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Apterostigma sp1</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Apterostigma sp2</i> | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 |
| <i>Basiceros disciger</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Basiceros petiolatum</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Basiceros rugiferum</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Brachymyrmex micromegas</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Brachymyrmex sp1</i> | 0 | 2 | 1 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Brachymyrmex sp2</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Brachymyrmex sp3</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Camponotus cingulatus</i> | 2 | 1 | 8 | 17 | 6 | 0 |
| <i>Camponotus lespesii</i> | 2 | 4 | 1 | 2 | 2 | 0 |
| <i>Camponotus pr. cameronoi</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Camponotus pr. substitutus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Camponotus renggeri</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| <i>Camponotus sp3</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Camponotus sp5</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cerapachys splendens</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| | | | | | | |
|---|----|----|----|----|----|----|
| <i>Crematogaster sp1</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 |
| <i>Crematogaster sp2</i> | 0 | 12 | 1 | 0 | 3 | 0 |
| <i>Cyphomyrmex</i> (Gr. <i>Rimosus</i>) <i>sp</i> | 3 | 2 | 2 | 3 | 0 | 1 |
| <i>Cyphomyrmex</i> (Gr. <i>Strigatus</i>) <i>sp1</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Cyphomyrmex spA</i> | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Cyphomyrmex spC</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Cyphomyrmex strigatus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Eciton burchellii</i> | 3 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Eciton quadriglume</i> | 7 | 7 | 5 | 3 | 1 | 7 |
| <i>Ectatomma edentatum</i> | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Gnamptogenys lucaris</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Gnamptogenys minuta</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Gnamptogenys rastrata</i> | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Gnamptogenys reichenspergeri</i> | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Gnamptogenys striatula</i> | 62 | 84 | 36 | 62 | 39 | 33 |
| <i>Gnamptogenys pr. striatula sp1</i> | 8 | 1 | 0 | 0 | 1 | 3 |
| <i>Gnamptogenys pr. striatula sp2</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Heteroponera inermis</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Heteroponera mayri</i> | 0 | 3 | 3 | 3 | 4 | 6 |
| <i>Heteroponera robusta</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Hylomyrma reitteri</i> | 12 | 3 | 1 | 5 | 0 | 1 |
| <i>Hypoponera sp1</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| <i>Hypoponera sp2</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| <i>Hypoponera sp3</i> | 3 | 1 | 5 | 1 | 5 | 0 |
| <i>Hypoponera sp4</i> | 0 | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 |
| <i>Hypoponera sp5</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Hypoponera sp6</i> | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 |

| | | | | | | |
|-----------------------------------|----|----|----|----|----|----|
| <i>Hypoponera sp7</i> | 8 | 13 | 2 | 13 | 0 | 1 |
| <i>Hypoponera sp8</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hypoponera sp9</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hypoponera sp10</i> | 5 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hypoponera sp11</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Hypoponera sp12</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Hypoponera sp13</i> | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 |
| <i>Labidus coecus</i> | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| <i>Labidus praedator</i> | 27 | 23 | 15 | 22 | 14 | 12 |
| <i>Leptanilloides sp. n.</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Leptogenys crudelis</i> | 3 | 6 | 3 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Leptogenys iheringi</i> | 11 | 4 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Leptogenys luederwaldti</i> | 28 | 15 | 17 | 8 | 2 | 12 |
| <i>Linepithema micans</i> | 6 | 0 | 16 | 39 | 85 | 10 |
| <i>Linepithema pulex</i> | 20 | 4 | 0 | 0 | 0 | 14 |
| <i>Megalomyrmex iheringi</i> | 0 | 0 | 3 | 22 | 0 | 0 |
| <i>Megalomyrmex pusillus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 |
| <i>Myrmelachista pr. nodigera</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Myrmelachista sp2</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nesomyrmex sp1</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Nylanderia sp1</i> | 9 | 1 | 0 | 0 | 10 | 0 |
| <i>Nylanderia sp2</i> | 1 | 2 | 0 | 0 | 27 | 3 |
| <i>Nylanderia sp3</i> | 15 | 1 | 0 | 4 | 11 | 0 |
| <i>Nylanderia sp4</i> | 2 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 |
| <i>Nylanderia sp5</i> | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Nylanderia sp6</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Oxyepoecus myops</i> | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |

| | | | | | | |
|----------------------------------|----|----|----|----|----|----|
| <i>Oxyepoecus pr. vezenyi</i> | 0 | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 |
| <i>Oxyepoecus punctifrons</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Oxyepoecus rastratus</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Oxyepoecus reticulatus</i> | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Pachycondyla bucki</i> | 23 | 5 | 13 | 21 | 0 | 2 |
| <i>Pachycondyla crenata</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Pachycondyla harpax</i> | 13 | 3 | 13 | 9 | 0 | 3 |
| <i>Pachycondyla metanotallis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Pachycondyla striata</i> | 91 | 88 | 23 | 44 | 30 | 13 |
| <i>Pheidole sp1</i> | 4 | 12 | 0 | 0 | 30 | 13 |
| <i>Pheidole sp2</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 6 |
| <i>Pheidole sp3</i> | 3 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Pheidole sp4</i> | 14 | 13 | 4 | 6 | 1 | 0 |
| <i>Pheidole sp5</i> | 9 | 9 | 0 | 8 | 8 | 1 |
| <i>Pheidole sp6</i> | 6 | 21 | 5 | 0 | 3 | 0 |
| <i>Pheidole sp7</i> | 29 | 27 | 6 | 1 | 20 | 0 |
| <i>Pheidole sp8</i> | 24 | 7 | 1 | 10 | 49 | 8 |
| <i>Pheidole sp8c</i> | 1 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp9</i> | 0 | 4 | 29 | 35 | 22 | 4 |
| <i>Pheidole sp10</i> | 9 | 13 | 7 | 7 | 14 | 0 |
| <i>Pheidole sp11</i> | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 50 |
| <i>Pheidole sp12</i> | 0 | 1 | 35 | 18 | 31 | 16 |
| <i>Pheidole sp12a</i> | 53 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp13</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Pheidole sp14</i> | 0 | 0 | 5 | 0 | 1 | 3 |
| <i>Pheidole sp15</i> | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 |
| <i>Pheidole sp16</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |

| | | | | | | |
|---------------------------|----|----|----|----|----|----|
| <i>Pheidole sp17</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| <i>Pheidole sp18</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 |
| <i>Pheidole sp19</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| <i>Pheidole sp20</i> | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp24</i> | 0 | 22 | 10 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp25</i> | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp26</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp27</i> | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp28</i> | 0 | 0 | 49 | 50 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp29</i> | 0 | 0 | 7 | 3 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp30</i> | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp31</i> | 17 | 3 | 4 | 3 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp33</i> | 0 | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp34</i> | 11 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp35</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp36</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Pheidole sp37</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Procryptocerus sp1</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Procryptocerus sp2</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Solenopsis sp1</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 35 | 19 |
| <i>Solenopsis sp2</i> | 1 | 7 | 7 | 7 | 1 | 0 |
| <i>Solenopsis sp3</i> | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Solenopsis sp5</i> | 1 | 0 | 2 | 6 | 0 | 0 |
| <i>Solenopsis sp6</i> | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Solenopsis sp8</i> | 8 | 11 | 5 | 14 | 0 | 0 |
| <i>Solenopsis sp9</i> | 7 | 1 | 7 | 8 | 0 | 0 |
| <i>Solenopsis sp10</i> | 4 | 2 | 15 | 21 | 0 | 0 |

| | | | | | | |
|---------------------------------|----|---|----|---|---|---|
| <i>Solenopsis sp12</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Solenopsis sp13</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Strumigenys abditivata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| <i>Strumigenys crassicornis</i> | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 |
| <i>Strumigenys denticulata</i> | 4 | 0 | 3 | 1 | 3 | 0 |
| <i>Strumigenys saliens</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Strumigenys sp1</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| <i>Tapinoma atriceps</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| <i>Trachymyrmex sp</i> | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| <i>Typhlomyrmex major</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Wasmannia affinis</i> | 13 | 2 | 22 | 9 | 0 | 2 |

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Devido à importância das formigas nos ecossistemas, em especial no bioma Mata Atlântica, os resultados aqui obtidos agregam conhecimento em áreas prioritárias e são um complemento importante para confirmação dos padrões que estão sendo encontrados por nosso grupo de trabalho. Além disso, também acrescentam informações para um estudo multi-taxonômico mais amplo, que investigou 10 grupos de invertebrados em quatro áreas de Mata Atlântica na Serra do Mar do Estado de São Paulo (Uehara-Prado *et al.*, *in prep.*).

Diante deste estudo foi possível notar que apesar do crescente aumento nos estudos, ainda existem numerosas lacunas nos conhecimentos atuais, para tanto é necessário que haja uma abordagem mais específica para cada tipo de alteração antrópica, para que seja possível determinar quais são os reais efeitos sobre a assembleia de formigas.

Em uma primeira etapa, generalizações e padrões poderiam ser buscados por meio de mais estudos com o mesmo grupo em diferentes biomas e em diferentes áreas com históricos diversos de perturbação, e em estudos multi-taxonômicos nas mesmas áreas. Esse tipo de trabalho, aparentemente “mais do mesmo”, é imprescindível para que essas desejadas generalizações sejam feitas. A busca por padrões gerais, mesmo que estes sejam limitados a um bioma ou eco-região, consiste num passo importante para determinar a real sensibilidade do grupo, podendo ser utilizados de forma aplicada com uso efetivo de indicadores biológicos. Estudos de longo prazo também são necessários para que seja possível estabelecer, de que forma, e quanto tempo, o ambiente necessita para recuperar sua integridade composicional, ou se a ação humana tem efeitos irreversíveis na comunidade.

Desta forma o aumento do conhecimento sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, auxilia no planejamento de melhores estratégias de conservação, permitindo ações na tentativa de mantê-lo, de modo que ações rápidas e emergenciais possam ser tomadas antes que estes passem do ponto onde a recuperação é possível.