



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

HUGO REIS MEDEIROS

AVALIAÇÃO ECOLÓGICA RÁPIDA:
UMA FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO DE INTEGRIDADE
ECOLÓGICA DE REMANESCENTES FLORESTAIS

HUGO REIS MEDEIROS

AVALIAÇÃO ECOLÓGICA RÁPIDA:
UMA FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO DE INTEGRIDADE
ECOLÓGICA DE REMANESCENTES FLORESTAIS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues
Torezan

Londrina
2010

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

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

M488a Medeiros, Hugo Reis.

Avaliação ecológica rápida: uma ferramenta para avaliação de integridade ecológica de remanescentes florestais / Hugo Reis Medeiros. – Londrina, 2010.
80 f.; il.

Orientador: José Marcelo Domingues Torezan.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2010.

Inclui bibliografia.

1. Florestas – Avaliação – Teses. 2. Ecologia vegetal – Teses. 3. Ecologia de restauração – Teses. 4. Biodiversidade – Teses. 5. Levantamentos florestais – Teses. 6. Botânica – Teses. I. Torezan, José Marcelo Domingues. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 581.5

HUGO REIS MEDEIROS

AVALIAÇÃO ECOLÓGICA RÁPIDA:
UMA FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO DE INTEGRIDADE
ECOLÓGICA DE REMANESCENTES FLORESTAIS.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Luiz dos Anjos
UEL – Londrina - PR

Prof. Dr. Efraim Rodrigues
UEL – Londrina - PR

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

Londrina, 06 de dezembro de 2010.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor José Marcelo D. Torezan, pelos anos de orientação e amizade, minha eterna gratidão.

À toda a equipe do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas, em especial aos amigos Alba Lúcia Cavalheiro, sempre disposta a solucionar problemas, Edson Mendes Francisco e Odair do Carmo Pavão, companheiros de campo, responsáveis por momentos inesquecíveis e sem os quais este trabalho não seria possível.

Aos também companheiros de campo e amigos Paulo R Gutierrez e Tiago Domingos que doaram parte de si a este trabalho.

À FAUEL e ao Programa de Mestrado em Ciências Biológicas da UEL, pelo apoio financeiro, indispensável para a realização deste trabalho.

À Nathalia, pelo apoio às minhas escolhas e pelo carinho e amor oferecidos.

À minha família, pelo apoio irrestrito em todos os anos de estudo.

MEDEIROS, H. R. **Avaliação ecológica rápida**: uma ferramenta para avaliação de integridade ecológica de remanescentes florestais. 2010. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2010.

RESUMO

A necessidade de identificar rapidamente áreas prioritárias para proteção da biodiversidade tornou os métodos de avaliação rápida ferramentas importantes para auxiliar conservacionistas e tomadores de decisão na definição de estratégias e prioridades para a conservação. Um dos métodos de avaliação rápida mais promissores é Avaliação Ecológica Rápida (AER) que consiste basicamente em levantamentos flexíveis, acelerados e direcionados das espécies e tipos vegetacionais. O objetivo deste trabalho consistiu em propor e testar uma AER com ênfase na comunidade vegetal do ecossistema Floresta Estacional Semidecidual (FES). O estudo foi conduzido em 21 fragmentos de FES situados na região de Londrina no Norte do Estado do Paraná, Brasil. Para testar a AER foram realizadas correlações entre a AER e medidas de diversidade, riqueza e abundância de espécies de plantas fornecidas pelo método tradicional de inventário fitossociológico adotado como base de teste para a AER. Foram registradas 164 espécies pertencentes a 113 gêneros e a 52 famílias. A matriz de correlação e a regressão linear confirmaram a correlação positiva entre a AER e os dados do inventário fitossociológico. A AER proposta se mostrou um método eficiente para inferir o estado de conservação de fragmentos florestais de FES baseado em bioindicadores da comunidade vegetal. Para facilitar a visualização e o entendimento dos resultados os valores da AER foram sintetizados em um índice de integridade biótica (IIB), o que pode aumentar a eficiência da AER em auxiliar tomadores de decisão na definição e aplicação de projetos relacionados à conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Fragmentação florestal. Avaliação ecológica rápida. Índice de integridade biótica. Inventários fitossociológicos.

MEDEIROS, H. R. **Rapid ecological assessment**: a tool for evaluating ecological integrity of forest remnants. 2010. 80 f. Thesis (Master in Biological Sciences) – Department of Animal and Plant Biology, Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2010.

ABSTRACT

The need to quickly identify priority areas for biodiversity protection become the rapid assessment methods important tools to help conservationists and policy makers in defining strategies and priorities for conservation. One of the more promising methods is the Rapid Ecological Assessment (REA), that basically consists in a flexible and accelerated survey of targeted species and vegetation traits records. This work aimed to proposing and testing a REA with an emphasis on plant community of semideciduous forest ecosystem (SFE). The study was carried out in 21 fragments of SFE in the region of Londrina in the north of Parana State, Brazil. To test the REA were performed correlations between the REA and measures of diversity, richness and abundance of plant species provided by the traditional method of phytosociological inventory adopted as the basis for validation of the REA. We recorded 164 species belonging to 113 genera and 52 families. The correlation matrix and linear regression analysis confirmed the positive correlation between the AER and phytosociological inventory data. The REA proposal was proved an efficient method to infer the state of conservation of forest fragments of FES based biomarkers of plant communities. To facilitate the visualization and understanding of the values of the REA results were summarized in an index of biotic integrity (IBI), which can increase the efficiency of the REA to assist decision makers in formulating and implementing projects related to biodiversity conservation.

Keywords: Forest fragmentation. Rapid ecological assessment. Index of biotic integrity. Inventários phytosociological.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Localização das áreas de estudo no norte do Estado do Paraná – Brasil, área de referência indicada com (*). 34
- Figura 2** - Comparação da escala ordinal de pontuação (eixo Y) para as 11 variáveis da AER aplicadas para cada um dos 21 fragmentos floresta estacional semidecidual (eixo X)..... 44
- Figura 3** - Análise de sensibilidade verificando eficiência de todas as versões da AER (eixo X) em discriminar os 21 transectos na escala de pontuação do IIB padronizado (eixo Y)..... 45
- Figura 4** - Regressão linear entre AER vs S-nat, N = 21, Beta = 0.575, p = 0.006, r² = 0.33, linhas tracejadas representam os intervalos de confiança 95% 47
- Figura 5** - regressão linear entre AER vs S total, N = 21, Beta = 0.550, p = 0.009, r² = 0.30, linhas tracejadas representam os intervalos de confiança 95% 47
- Figura 6** - Regressão linear entre AER vs N-nat, N = 21, Beta = 0.554, p = 0.009, r² = 0.30, linhas tracejadas representam os intervalos de confiança 95% 47
- Figura 7** - Regressão linear entre AER vs N total, N = 21, Beta = 0.555, p = 0.008, r² = 0.30, linhas tracejadas representam os intervalos de confiança 95%. 47
- Figura 8** - Discrepância entre a pontuação média das avaliações individuais e a pontuação média das avaliações coletivas sobre o mesmo ponto 49
- Figura 9** - Comparação entre a pontuação média das avaliações individuais do avaliador 2 e a pontuação média das avaliações coletivas sobre o mesmo ponto. 50

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 - Metodologias de avaliação rápida da biodiversidade apontadas como mais promissoras pelo UNEP | 19 |
| Tabela 2 – Informações referentes aos fragmentos florestais estudados..... | 35 |
| Tabela 3 - Variáveis da AER e a escala ordinal de valores de integridade biológica..... | 38 |
| Tabela 4 - Índice de Integridade Biótica - pontuação, classes e atributos | 42 |
| Tabela 5 - Matriz de correlação entre dados dos inventários fitossociológico e as versões da AER. Valores estatisticamente significativos ($p \leq 0.01$) estão assinalados com asterisco (*), valores estatisticamente significativos ($p \leq 0,05$) estão assinalados com dois asteriscos (**) | 46 |
| Tabela 6 – Médias da AER coletiva, valoração do IIB e categoria de integridade para os transectos instalados nos 21 fragmentos florestais estudados..... | 48 |
| Tabela 7 - Classes de Integridade do IIB, pontuação da AER e atributos ecológicos comuns a transecções que atingiram uma mesma classe de integridade. | 54 |

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| INTRODUÇÃO GERAL | 10 |
| REFERÊNCIAS | 25 |
| 1 INTRODUÇÃO | 31 |
| 2 MATERIAIS E MÉTODO. | 33 |
| 2.1 ÁREAS DE ESTUDO | 33 |
| 2.2 COLETA DE DADOS..... | 37 |
| 2.2.1 Seleção Das Variáveis Da Era | 39 |
| 2.3 ANÁLISE DOS DADOS..... | 41 |
| 3 RESULTADOS | 44 |
| 3.1 EXPERIÊNCIA DE CAMPO VERSUS TREINAMENTO..... | 49 |
| 4 DISCUSSÃO | 51 |
| 4.1 TREINAMENTO | 55 |
| 5 CONCLUSÃO | 57 |
| REFERÊNCIAS | 58 |
| APÊNDICES | 66 |
| APÊNDICE A - Espécies listadas nos 21 transecções amostrados. Espécies exóticas estão assinaladas com um asterisco (*), espécies alóctones estão assinaladas com dois asteriscos (**). As espécies foram agrupadas em famílias de acordo com o definido pela APG I..... | 67 |
| APÊNDICE B - Curvas de acúmulo de espécies por área produzidas a partir da riqueza observada (Sobs), e do estimador de riqueza Jackknife (Estimador baseado na incidência). Sobs = riqueza observada, Sobs IC 95% = intervalos de confiança | 73 |

| | |
|---|----|
| APÊNDICE C- Gráficos de regressão linear das relações entre as sete versões alternativas da AER e medidas de riqueza total de espécies (S), riqueza de espécies nativas (S-nat), abundância total de espécies (N) e abundância de espécies nativas (N-nat). Linhas tracejadas representam um intervalo de confiança de 95%..... | 76 |
|---|----|

INTRODUÇÃO GERAL

Florestas Tropicais X Fragmentação

As florestas tropicais são caracterizadas pela alta biodiversidade, apresentam uma grande variedade de habitats, possuem grande número de espécies endêmicas e espécies raras que ocorrem em baixas densidades populacionais e muitos organismos apresentam distribuições agregadas (MYERS, 1984; CRACRAFT, 1985; TERBORGH et al., 1990; LEITÃO FILHO 1994; THIOLLAY, 1994; THOMAZ et al., 1998; MITTERMEIER et al., 2003;).

Esses ecossistemas tropicais estão severamente ameaçados pelo processo de fragmentação de habitats que é considerada a maior ameaça a biodiversidade global (Tilman et al., 1994; VIANA, 1995; TERBORGH et al., 1997; TABARELLI et al., 1999; FAGAN et al., 2002; FAHRIG, 2003). A principal causa da fragmentação é a crescente ocupação e transformação de paisagens naturais por atividades antrópicas (EHRLINCH, 1988; RAMANKUTTY; FOLEY 1998).

Segundo dados da Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), estima-se que globalmente 10,4 milhões de hectares da floresta tropical foram destruídos por ano no período de 2000 a 2005, um aumento desde o período 1990-2000, quando cerca de 10,16 milhões de hectares de floresta foram perdidos.

As previsões mais otimistas, prevêm que os parques e reservas poderão responder pela manutenção de apenas 10% da cobertura natural dos ecossistemas tropicais (GRADWOHL; GREENBERG, 1991).

Diversos estudos indicam que a fragmentação florestal altera o tamanho e a dinâmica das populações e comunidades, assim como as interações tróficas e os processos ecossistêmicos (LOVEJOY et al., 1986; KAPOS et al., 1997; PRIMACK; RODRIGUES, 2001; LAURANCE; BIERREGAARD, 1997; BERNACCI et al., 2006).

O processo de fragmentação florestal possui diversos efeitos deletérios entre eles estão os efeitos de área, efeitos de borda, efeitos da distância entre fragmentos florestais e os efeitos do habitat matriz (LAURANCE et al., 2000; BIERREGAARD et al., 2001; TABARELLI et al., 2004).

Efeitos de área

Os efeitos de área são mudanças ecológicas resultantes do isolamento dos fragmentos e acarreta na perda de espécies . A intensidade dos efeitos de área aumenta com a diminuição do tamanho dos fragmentos florestais (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

A perda de habitat decorrente da fragmentação resulta em efeitos de área como reduções nas taxas de crescimento e reprodução, efeitos demográficos ao acaso, maior probabilidade de deriva genética ou de depressão endogâmica e segundo Turner (1996) afetam principalmente espécies raras, endêmicas e especialistas.

Muitas espécies, sobretudo as endêmicas e especialistas que necessitam de recursos alimentares e ou micro habitats especializados deixaram de ocorrer em muitos fragmentos devido à redução da variedade de habitats (TURNER, 1996; BROWN; HUTCHINGS, 1997; VIANA et al., 1997).

A perda de habitat também resulta na diminuição da disponibilidade de recursos e a consequente intensificação das competições intra e inter-específicas (SEAGLE, 1986).

Espécies sensíveis à fragmentação assistem o declínio de suas populações como o exemplo de algumas espécies de árvores que sofrem com a perda de habitat e com a alteração do processo de dispersão de sementes e de recrutamento de plântulas ocasionado pela ausência de vertebrados dispersores eliminados por pressões de caça (SILVA; TABARELLI, 2000; CORDEIRO; HOWE, 2001). A extinção local e regional de espécies de árvores sensíveis à fragmentação irá promover extinções nos níveis tróficos superiores ou extinções em cascata (TERBORGH, 1992; TURNER, 1996).

Efeitos de borda

O efeito de borda é definido como a modificação na abundância relativa e na composição de espécies na parte marginal de um fragmento florestal (FORMAN; GODRON, 1986).

Os efeitos de borda resultam em mudanças físicas ou abióticas drásticas que influenciam direta e indiretamente as interações bióticas

As bordas do fragmento são mais suscetíveis as alterações abióticas como mudanças abruptas dos ventos, temperatura e umidade do solo e do ar, tais mudanças

implicam no aumento da taxa de mortalidade de árvores (LOVEJOY et al., 1986; KAPOS et al., 1997; LAURANCE et al., 1998).

O maior número de árvores mortas aumenta o número de clareiras resultando na alteração da composição florística favorecendo o estabelecimento de espécies de plantas dos estágios iniciais em detrimento das espécies tardias da sucessão ecológica (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; BENITEZ-MALVIDO; MARTINEZ-RAMOS, 2003; MICHALSKI et al., 2007). Desta forma, as bordas das florestas apresentam maior diversidade de espécies vegetais devido à sobreposição de espécies do interior da floresta e da matriz (DIDHAN; LAWTON 1999;)

A intensidade dos efeitos de borda depende da forma e tamanho do fragmento e da idade da borda (LAURANCE; YENSEN, 1991; KAPOS et al., 1997). Fragmentos com formatos irregulares e menores sofrem mais com os efeitos de borda devido à maior relação entre o seu perímetro e a sua área (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009)

Os efeitos de borda são mais intensos em bordas recém-criadas que por serem mais abertas estão mais suscetíveis às mudanças ambientais mais drásticas (KAPOS et al., 1997). No entanto, bordas mais antigas possuem vegetação desenvolvida e densa o que minimiza a intensidade de tais mudanças ambientais relacionadas aos efeitos de borda (KAPOS et al., 1997).

Efeitos da Matriz e Efeito de Distância ou Isolamento

A substituição de grandes áreas de florestas por ecossistemas diferentes leva à criação de fragmentos florestais isolados, imersos em uma matriz de ambientes não florestais (FORMAN; GODRON, 1986).

A distância entre os fragmentos influencia o deslocamento de animais e a dispersão de sementes influenciando consequentemente a taxa de colonização (MACARTHUR; WILSON, 1967; NASON et al., 1997). Neste contexto, fragmentos florestais próximos entre si tem maiores chances de receber imigrantes do que fragmentos muito isolados.

A matriz da paisagem tem forte influência sobre a conectividade dos fragmentos, sendo a conectividade de extrema importância para a recolonização após a extinção local e na manutenção de uma metapopulação em paisagens fragmentadas (SUTCLIFFE; THOMAS, 1996).

Unidades da matriz podem ser fonte de perturbação e favorecer espécies generalistas, predadoras e parasitas invasoras que agem principalmente nas bordas dos fragmentos participando da extinção de espécies deste habitat (ROLSTAD, 1991).

Existem diferentes unidades na matriz da paisagem e cada unidade oferece um grau de resistência ao deslocamento das espécies e pode conseqüentemente influenciar no processo de extinção de populações isoladas em fragmentos. De maneira geral, quanto maior a similaridade estrutural e microclimática entre o habitat matriz e o habitat fragmentado, maior será a probabilidade de espécies sensíveis à fragmentação usar o habitat matriz (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

Esses efeitos decorrentes da fragmentação geram mudanças no ecossistema como a mudança da composição de espécies onde muitas espécies sensíveis desaparecem, outras se tornam raras e outras não são afetadas muitas vezes se tornando mais abundantes.

Floresta Estacional Semidecidual (FES) X Fragmentação

O bioma Mata Atlântica é um dos mais devastados e ameaçados do planeta, apresentando altos índices de biodiversidade e endemismo e é apontado pela Conservation International, como um dos hotspots mundiais, ou seja, uma das prioridades para a conservação de biodiversidade em todo o mundo (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005).

A devastação da Mata Atlântica teve início no processo de industrialização do país durante o século 20 sobretudo depois da década de 1960 com a implantação da política desenvolvimentista (DEAN, 1996).

Dados divulgados pela organização não governamental S.O.S. Mata Atlântica mostram que em 1990 restava pouco mais de 8% da floresta que presumivelmente havia em 1500, e ainda hoje os últimos remanescentes da floresta primária continuam a se converter em pastagem, campos agrícolas, reservatórios, rodovias, clubes de campo e favelas.

Entre os ecossistemas do bioma Mata Atlântica que mais sofrem com a fragmentação está a Floresta Estacional Semidecidual (FES). O conceito ecológico deste tipo de vegetação está condicionado pela dupla estacionalidade climática, uma tropical com época de intensas chuvas de verão, seguida por estiagem acentuada e outra subtropical sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo intenso frio de inverno, com temperaturas médias inferiores a 15° C (IBGE, 1992). A FES é caracterizada por ter um sistema parcialmente decíduo, ou seja, cerca de 20 a 50% das espécies que compõem este ecossistema perdem as folhas na estação mais seca (CARVALHO, 2003).

O IBGE (1992), subdividiu a FES em quatro principais formações: **Floresta Estacional Semidecidual Aluvial**: é a formação predominante da grande depressão pantaneira sul mato-grossense, sempre margeando os rios da bacia hidrográfica do Paraguai. Nesta formação existem em grande abundância várias espécies dos gêneros *Tabebuia* (Ipês), *Inga*, *Cedrela* (Cedros) e *Guarea*.

Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas: formação encontrada desde o sul da cidade de Natal-RN até o norte do Estado do Rio de Janeiro. Os gêneros mais abundantes desta formação são: *Caesalpinia*, *Cariniana* (Jequitibá), *Eschweilera* (Gonçalo Alves) entre outros.

Floresta Estacional Semidecidual Submontana: esta formação ocorre desde o Espírito Santo e sul da Bahia até o Rio de Janeiro, Minas Gerais, São Paulo, norte e sudoeste do Paraná e sul do Mato grosso do Sul. Nas encostas interioranas das serras marítimas os gêneros mais abundantes são: *Parapiptdenia*, *Cedrela* e *Cariniana*. Nos planaltos areníticos os gêneros mais abundantes são: *Hymenaea* (Jatobá), *Copaifera* (Óleo Vermelho), *Peltophorum* (Canafístula), *Astronium* entre outros. Contudo o gênero mais abundante no planalto paranaense e no oeste paulista é *Aspidosperma* representado pela espécie *A. polyneuron* (Peroba Rosa). E no Norte do Paraná as famílias botânicas mais abundantes são: *Apocynaceae*, *Euphorbiaceae*, *Leguminosae*, *Meliaceae*, *Moraceae*, *Rubiaceae*, *Solanaceae*, entre outras (TOREZAN, 2002).

Floresta Estacional Semidecidual Montana: esta formação ocorre em altitudes superiores a 500 metros de altitude e está situada principalmente na face interiorana da Serra dos Órgãos no Estado do Rio de Janeiro, na Serra da Mantiqueira nos Estados de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo. Essa formação ocorre também no Norte da Amazônia no Estado de Roraima. Os gêneros dominantes desta formação são *Anadenanthera* e *Cassia*.

De maneira geral a FES é caracterizada pelo predomínio de árvores com altura superior a 15 metros formando um dossel, possui algumas árvores emergentes chegando a mais de 20 metros de altura. O componente herbáceo é pouco desenvolvido, as lianas são frequentes, há quantidade considerável de epífitas e a camada de serapilheira é espessa e contínua no interior desta formação (BATALHA, 1997).

A FES no início do século 20 cobria praticamente metade do Estado do Paraná (Maack, 1968). Para se ter uma idéia da dimensão da devastação que a FES sofreu ocasionada pela colonização “antes da fragmentação, esse tipo de ecossistema formava um

contínuo com Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica), sendo, por isso, considerada parte do bioma das florestas tropicais”. (TOREZAN, 2002, p.106).

Durante todo o processo de colonização do Norte do Paraná no início do século 20 e o derradeiro desmatamento ocorrido, resultou em paisagens compostas por matrizes fortemente antropizadas com reduzido número de fragmentos florestais isolados. Esses fragmentos em sua grande maioria são pequenos com menos de 10 hectares e estão degradados em consequência da extração madeireira, fogo, caça, descarte de entulho e de lixo doméstico (TOREZAN, 2003).

Atualmente restam poucos remanescentes florestais na região sendo o Parque Estadual Mata dos Godoy em Londrina e o terço final do Rio Tibagi considerados áreas de extrema importância biológica em nível nacional para a conservação de invertebrados, aves, répteis e anfíbios (MMA, 2002).

Em regiões colonizadas e desenvolvidas os fragmentos remanescentes ou áreas de florestas quase sempre persistem como ilhas rodeadas por oceanos de habitats modificados (LAURANCE; BIERREGAARD, 1997). Neste contexto, em regiões altamente fragmentadas a maior parte da biodiversidade está isolada em pequenos fragmentos florestais, pouco estudados e historicamente marginalizados pelas iniciativas conservacionistas (VIANA; PINHEIRO, 1998).

A sustentabilidade de uma área florestal isolada dependerá de vários fatores, entre eles a distribuição da cobertura no espaço, incluindo forma, tamanho, grau de isolamento e tipo de vizinhança (VIANA; TABABEZ, 1996).

Desta maneira, a sobrevivência da biota tropical depende da capacidade de persistência das espécies em habitats altamente modificados e na nossa capacidade de gerenciar e conservar paisagens degradadas (LAURANCE; BIERREGAARD, 1997).

A necessidade de identificar rapidamente áreas prioritárias para proteção da biodiversidade por meio de reservas naturais em muitas regiões tropicais que assistem um rápido desenvolvimento da terra é um dos maiores desafios encarados por biólogos e gerenciadores de recursos (LAURANCE, 1997).

Índices de Integridade Biótica (IIB)

Os índices de integridade biótica ou biológica (IIB) são ferramentas poderosas para auxiliar os tomadores de decisão na escolha de áreas prioritárias para conservação oferecendo informações sobre o grau de preservação dos remanescentes

florestais com base na estrutura, composição e interações ecológicas de ecossistemas específicos.

O IIB consiste na escolha de atributos que cobrem uma amplitude de níveis ecológicos de indivíduos até população, comunidades e ecossistemas (ARAÚJO, 1998).

Apesar da expansão e aplicação em vários sistemas ecológicos, são escassos estudos onde o IIB é interpretado em associação com descritores de qualidade química da água e de integridade física do hábitat ou ainda com aspectos da paisagem e da história de uso da terra (OBERDORFF et al., 2002).

Segundo Hughes (1995), os atributos utilizados em um IIB devem representar a ampla diversidade de interações ecológicas existentes e os diversos níveis de organização biológica, e devem ser comparadas com condições referência, que são áreas com a menor influência antrópica possível.

O IIB também apresenta limitações, como estratificar critérios intra-regionais utilizando apenas um único fator como tamanho da área, e ou considerar métricas relacionadas com abundância como sendo constantes ao longo de um gradiente ambiental ignorando potenciais relações existentes entre fatores ambientais e estas métricas (TEJERINA-GARRO et al., 2005).

Apesar de algumas limitações, o IIB é considerado adequado para identificar a capacidade do ambiente em manter uma comunidade, com diversidade, estrutura e organização funcional comparável as registradas em comunidades de áreas mínimamente impactadas (TEJERINA-GARRO et al., 2005).

O primeiro IIB foi proposto por Karr (1981) para investigar o estado de conservação de riachos nos Estados Unidos utilizando, para isso, atributos observados em comunidades de peixes (FERREIRA; CASATTI, 2006).

O sistema originalmente proposto por Karr (1981) pretende descrever o ambiente em seis classes de qualidade de água (Excelente, Bom, Razoável, Pobre, Muito Pobre e Sem Peixe), podendo rapidamente e a um baixo custo servir como uma abordagem exploratória da qualidade do manancial.

Torezan (2003), adaptou o IIB para ambientes florestais com ênfase no uso e ocupação do solo na paisagem do entorno de fragmentos florestais e na comunidade vegetal dos fragmentos, sendo o objetivo do trabalho auxiliar na escolha de áreas prioritárias para conservação.

O IIB adaptado levou em consideração aspectos da paisagem como os diferentes tipos de uso do solo, evidências diretas de degradação e informações gerais sobre a

estrutura da vegetação. A valoração do IIB foi composta por cinco classes de integridade sendo a classe 1 de menor integridade e a classe 5 de maior integridade.

Ao todo foram estudados 11 fragmentos acima de 500 hectares situados na Região Norte do Paraná. Esses fragmentos foram subdivididos em cinco sub-regiões, entre os resultados somente uma sub-região atingiu a classe 5 que corresponde a integridade máxima. Esses resultados mostram a necessidade de se estabelecer áreas prioritárias para a conservação na região em questão.

Outro trabalho realizado O'Connell et al., (1998) forneceu um IIB baseado na comunidade de aves para a região central do Estado da Pennsylvania. O índice foi baseado nas condições do ecossistema e da paisagem frente a um gradiente de degradação antrópica.

Em relação à comunidade de aves foram selecionadas 16 categorias de comportamento separados em guildas enfatizando a proporção de guildas de especialistas e de generalistas que são considerados indicadores das condições da estrutura, função e composição dos elementos do ecossistema.

O índice de integridade da comunidade de aves identificou quatro categorias de integridade biótica, sendo que 16% da área total foi considerada “excelente”, 27% em “boa” condição, 36% em condição “regular” e 21% em condição “pobre”.

Mack et al., (2000), propuseram um IIB baseado na vegetação de áreas alagáveis do Estado de Ohio nos Estados Unidos. Neste trabalho foram usados quatro tipos de atributos principais para construir o IIB. São eles: estrutura da comunidade, composição taxonômica, condição individual como doenças e níveis de contaminação e processos biológicos como produtividade, ciclagem de nutrientes entre outros. Utilizando tais atributos para comparar as áreas de estudo com áreas de referência foi construído um IIB que classificou as áreas como em condição boa, regular e ruim.

Métodos de avaliação rápida da biodiversidade

Durante a Convenção de Diversidade Biológica de 1992 foi estabelecido no Artigo 25 um Órgão Subsidiário de Assessoramento Científico e Tecnológico para assessorar a Conferência das Partes que por sua vez foi estabelecido no artigo 23 da Convenção. O objetivo deste órgão foi preparar e identificar avaliações científicas e técnicas inovadoras e eficientes para inferir sobre a condição da biodiversidade auxiliando nas tomadas de decisões relacionadas à conservação.

O Órgão Subsidiário da Conferência das Partes define uma avaliação rápida da biodiversidade como sendo “uma avaliação sinóptica, a qual é frequentemente empreendida em caráter de urgência, em curto espaço de tempo, para produzir resultados reais e aplicáveis” (UNEP, 2003).

As particularidades de cada ecossistema somado as variadas formas de degradação dos mesmos, resulta em diversas técnicas de avaliação rápida adaptadas a cada realidade estudada. Isso demonstra a impossibilidade de uma metodologia de avaliação universal. Segundo dados do UNEP (1996), tais particularidades resultam em problemas metodológicos como dificuldade na classificação e descrição de espécies e deficiências na quantificação dos impactos humanos na diversidade biológica, entre outros.

De acordo com UNEP (2003), os estudos sobre a biodiversidade estão concentrados em cinco tipos de avaliações são elas:

Avaliação de inventário: consiste na coleta de informações amplas ou detalhadas sobre a biodiversidade por meio de amostragens abrangentes dos constituintes biológicos de uma área definida. Essas informações podem ser usadas para a identificação de novas espécies e para auxiliar na indicação de áreas prioritárias para a conservação.

Recursos econômicos: tem o objetivo identificar e constatar a presença de espécies economicamente importantes e com potencial de mercado e conseqüentemente desenvolver e determinar práticas de uso sustentável desses recursos biológicos.

Avaliação de mudanças: serve para determinar os efeitos da degradação antrópica sobre a biodiversidade permitindo avaliar a integridade ecológica dos ecossistemas afetados.

Avaliação de espécie específica: fornece informações sobre a biologia e as interações ecológicas de uma espécie ou grupo taxonômico de uma determinada área. Essa avaliação é usada para estudar espécies de importância ecológica, comercial ou exótica, o que permite auxiliar em medidas de conservação, erradicação e na exploração sustentável.

Avaliação de indicadores: consiste em estudar indicadores biológicos para monitorar níveis de toxicidade de poluentes e ou para monitorar a saúde de um determinado ecossistema.

O Órgão Subsidiário da Conferência das Partes apontou as seguintes técnicas de avaliação rápida da biodiversidade como sendo as mais promissoras (tabela 1).

Tabela 1 - Metodologias de avaliação rápida da biodiversidade apontadas como mais promissoras pelo UNEP.

| Metodologia | Instituição |
|--|--|
| Gap Analysis | US Fish and Wildlife Service |
| Rapid Ecological Assessment (REA) | The Natural Conservancy (TNC) |
| Conservation Biodiversity Workshops (CBWs) | Conservation International (CI) |
| The Conservation Needs Assessment (CNA) | Papua New Guinea by the Biodiversity Support Program |
| National Conservation Review | Sri Lanka |
| Biodiversity Information Management System (BIMS) | Asian Bureau for Conservation |
| Guidelines for the Rapid Assessment of Biodiversity Priority Areas (RAP) | Work Bank; GEF e CSIRO |
| All Taxa Biodiversity Inventory (ATBI) | University of Pennsylvania; INbio (Costa Rica) |
| Rapid Biodiversity Assessment | MacQuarie University (Australia) |
| Rapid Assessment Programme (RAP) | Conservation International (CI) |

Gap Analysis: US Fish and Wildlife Service (SCOTT et al., 1993)

Esta metodologia é utilizada para identificar lacunas na representação da biodiversidade em áreas manejadas ou designadas para a conservação da biodiversidade. Identificar essas lacunas permite que as mesmas sejam preenchidas por meio da criação de novas reservas ou mudando as designações de reservas já existentes. O preenchimento dessas lacunas de representação da biodiversidade tem o objetivo de garantir que todos os ecossistemas presentes em áreas ricas em biodiversidade sejam adequadamente representadas em unidades de conservação.

A identificação dessas lacunas são feitas por meio da superposição de três camadas digitais e um Sistema de Informação Geográfica – SIG: mapa dos tipos de vegetação, mapas de distribuição de espécies e de tipos de uso do solo. A combinação desses três tipos de informação permite identificar quais espécies e habitats estão e não estão representados nas unidades de conservação.

Avaliação Ecológica Rápida: The Natural Conservancy (SAYRE et al., 2000)

Com o aumento da conscientização ambiental, muitas nações passaram a demonstrar interesse em preservar a biodiversidade e seus recursos naturais. Entretanto, sobretudo nos países em desenvolvimento, recursos financeiros limitados impossibilitam a conservação de seus ecossistemas que são pouco estudados e conhecidos. Objetivando a conservação desses ecossistemas a ONG Natural Conservancy foi pioneira no desenvolvimento da AER como uma metodologia de pesquisa de biodiversidade cientificamente viável, rápida e barata.

A AER consiste basicamente em um levantamento flexível, acelerado e direcionado das espécies e tipos vegetacionais, resultando na caracterização mapeada de unidades classificadas da paisagem e na descrição da biodiversidade dessas unidades em nível de espécie. Os dados da AER podem ser produzidos e analisados em diferentes escalas espaciais, dependendo das metas de conservação.

Os objetivos principais das AERs são: 1 - Caracterizar a distribuição da vegetação e certos taxa na área estudada, 2 - Produzir informação biofísica básica necessária para o desenvolvimento de subseqüentes planos de manejo, avaliações de impacto ambiental e políticas legislativas, 3 - Conduzir uma análise das ameaças à biodiversidade da área e 4 - Produzir informação (dados, relatórios, mapas, listas, classificações, descrições e identificação de ameaças) para propósitos de manejo, educacionais e de levantamento de fundos.

Ortiz et al. (2007), utilizou uma AER para caracterizar a alteração antrópica e a comunidade de ictiofauna do delta do Rio Orinoco - Venezuela. Os resultados indicaram que a alteração antrópica sobre a ictiofauna do delta do Orinoco pode ser considerada baixa, a maior pressão ocorre no delta Superior, sem evidência de ações que a revertam.

Ochoa et al. (2005), realizou uma AER para caracterizar a comunidade de mamíferos do delta do Rio Orinoco na Venezuela. A priori a área de estudo foi subdivida em seis ecossistemas que representam um espectro ecológico com diversas formações vegetais. Foram realizados inventários intensivos que indicaram diversidade taxonômica excepcionalmente elevada e estrutura gremial relativamente complexa, resultado da associação destes ecossistemas com bosques de pântano.

Figuroa-Zavala (2008), realizou uma AER baseado na comunidade vegetal e do recife de corais e na condição cultural e socioeconômica da Costa Maia no México. A AER apontou diversas consequências negativas da atividade humana sobre a biodiversidade

da área estudada. Os resultados mostraram que aproximadamente 26% da cobertura vegetal original foi perdida em 2007. A AER também indicou um declínio na riqueza de espécies na comunidade do recife de corais, onde uma única espécie de macro-alga representa 60% da cobertura do mesmo, além do declínio contínuo na densidade de peixes desde 1993.

As AERs servem para vários propósitos em conservação, podendo ser implementadas em diferentes escalas. Em escala regional as AERs fornecem informações sobre a distribuição das espécies para identificar aquelas áreas que apresentam maior potencial para serem incluídas em um esquema de rede de áreas protegidas. Em escala local as AERs fornecem informações ecológicas básicas das comunidades locais, sobre as ameaças e sobre o contexto humano nos sítios pesquisados (SAYRE et al., 2000).

A AER tem sido cada vez mais adotada como ferramenta fundamental para a elaboração de diagnósticos ambientais pelo seu caráter flexível e baixo custo no levantamento e sistematização de informações.

Conservation Biodiversity Workshops: Conservation International (TANGLEY, 1992)

Os workshops da conservação da biodiversidade foram desenvolvidos para estabelecer áreas prioritárias para a conservação em grandes regiões geográficas. Esta técnica utiliza uma coletânea de informações sintetizadas em mapas gerados em um Sistema de Informação Geográfica – SIG. Esses mapas são utilizados como foco de discussão nos workshops contando com a participação de especialistas com grande experiência de campo. O passo seguinte é atingir o consenso do grupo em relação às prioridades biológicas para a conservação da região. O resultado do workshop é a geração de um mapa que sumariza as informações disponíveis, sintetizando e integrando os dados e opiniões dos especialistas participantes. Esses mapas facilitam a visualização e o entendimento dos dados pelos tomadores de decisão.

The Conservation Needs Assessment: Papua New Guinea by the Biodiversity Support Program (ALCORN, J. B. (Ed.). 1993; BEEHLER, B. M. (Ed.). 1993)

Este método foi desenvolvido pela Papua New Guinea em parceria com o Biodiversity Support Program que consiste em um consórcio da USAID, TNC, WWF e WRI. Esta metodologia é basicamente o mesmo método “Conservation Biodiversity Workshops”. O diferencial desta metodologia é a participação de vários especialistas que não são da área

biológica na discussão de implementação de medidas de conservação. O caráter interdisciplinar do grupo de especialistas permite a definição de estratégias para a conservação contemplando também a idéia de desenvolvimento sustentável uma vez que leva em consideração aspectos políticos e sociais.

National Conservation Review: Sri Lanka Forest Department (GREEN & GUNAWARDENA, 1993)

A National Conservation Review tem o objetivo de identificar locais representativos da biodiversidade nacional por meio da coleta e análise de dados sobre a distribuição das espécies. Os procedimentos de amostragem consiste na identificação de locais e na instalação de transecções que devem atravessar os elevados gradientes ambientais em uma área. Essas transecções são utilizadas para a realização de inventários da fauna e flora e para a coleta de dados dos componentes hidrológico e de conservação de solo. Esta técnica é considerada uma forma rápida e barata para avaliar a biodiversidade de florestas naturais, uma vez que este tipo de transecção captura mais informações biológicas do que transecções instaladas de forma aleatória.

Biodiversity Information Management System: Asian Bureau for Conservation

O Biodiversity Information Management System mais conhecido como “BIMS” é um software que permite monitorar o grau de conservação das espécies, habitats naturais e áreas protegidas em escala nacional. O BIMS monitora o status de espécies individuais pela avaliação da extensão, da perda e do grau de proteção demandado para seu habitat com base em modelos empíricos sobre a distribuição e abundância das espécies.

Guidelines for the Rapid Assessment of Biodiversity Priority Areas: Work Bank; GEF e CSIRO

O Guidelines for the Rapid Assessment of Biodiversity Priority Areas consiste em uma série de manuais para a avaliação rápida da biodiversidade em áreas prioritárias para conservação na Austrália. A técnica usada é construir um banco de dados adequado para conter mapas de distribuição espacial da biodiversidade e utiliza-los para identificar uma rede de áreas que representam coletivamente essa biodiversidade.

All Taxa Biodiversity Inventory: University of Pennsylvania; INbio Costa Rica (JANZEN & HALLWACHS, 1994)

Este método consiste na realização de um inventário ou descrição de todas as espécies presentes em uma área em particular utilizando taxonomistas altamente treinados. O fundamento deste método é que todas as espécies devem ter um valor unitário para a sociedade humana e devem ser descritas e entendidas para serem conservadas e para se encontrar um uso adequado para as mesmas.

Rapid Biodiversity Assessment: MacQuarie University – Australia (BEATTIE et al., 1993)

O objetivo deste método é reduzir o conteúdo taxonômico formal na classificação e identificação dos organismos e para isso foram desenvolvidas a “Avaliação rápida da biodiversidade ordinária” e a “Avaliação rápida da biodiversidade básica”.

Na avaliação rápida da biodiversidade ordinária são utilizados somente os níveis taxonômicos necessários para atingir os objetivos da avaliação este método é frequentemente utilizado em monitoramentos ambientais. A avaliação rápida da biodiversidade básica consiste na criação de esquemas funcionais para a classificação e identificação formal e correta com base na observação de critérios morfológicos. As unidades de variedades registradas por este esquema podem ser chamadas de morfoespécie ou unidades taxonômicas operacionais ou unidades taxonômicas reconhecíveis.

Rapid Assessment Programme: Conservation International (PARKER et al., 1993)

O programa de avaliação rápida foi criado em 1989 com o objetivo de verificar as lacunas no conhecimento regional dos “hotspots” da biodiversidade mundial que permanecem inadequadamente inventariadas. Este método consiste em reunir um grupo de cientistas e especialistas para conduzir avaliações preliminares sobre o valor biológico de áreas pobremente conhecidas. Esta equipe é composta por especialistas em grupos taxonômicos bem conhecidos como vertebrados e plantas vasculares, o que permite a identificação de organismos em nível de espécies. O valor biológico de uma área leva em consideração a riqueza de espécies, percentual de endemismo, singularidades do ecossistema e a magnitude das ameaças de extinção.

Este método identifica áreas com alta biodiversidade fazendo uso de imagens de satélite, reconhecimento aéreo e levantamentos de campo, a coleta dos dados dura em média de duas a oito semanas e é um dos métodos de avaliação rápida mais demorados.

REFERÊNCIAS

- ALCORN, J. B. (Ed.). **Papua New Guinea Conservation Needs Assessment**. Boroko: Biodiversity Support Program/Department of Environment and Conservation, 1993. 216 p. v.1 (volume citado)
- ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**. v. 58, n. 4. p. 547-558, nov. 1998
- BATALHA, M. A. **Análise da vegetação da AIRE Cerrado Pé-de-Gigante (Santa Rita do Passa Quatro, SP)**. 1997. 179 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1997.
- BEATTIE, A. J; MAJER, J. D; OLIVER, I.. **Rapid Biodiversity Assessment: A review**. In: Rapid Biodiversity Assessment. Proceedings of the Biodiversity Assessment Workshop 3-4 May 1993. Sydney: Research Unit for Biodiversity & Bioresources/Macquarie University, 1993. p. 4-14.
- BEEHLER, B. M. (Ed.). **Papua New Guinea Conservation Needs Assessment**: Boroko: Biodiversity Support Program/Department of Environment and Conservation of Papua New Guinea, 1993. 433 p. v. 2 (volume citado)
- BENITEZ-MALVIDO, J; MARTINEZ-RAMOS, M.. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. **Conservation Biology**, v. 17, n. 7. p. 389-400, abr. 2003.
- BERNACCI, L. C. et al. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). **Revista Instituto Florestal**, v. 18, p. 121-166, dez. 2006.
- BIERREGAARD, R. O; GASCON, C; LOVEJOY, T. E; MESQUITA, R. **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. New Haven: Yale University Press, 2001. 478 p.
- BROWN, K. S; HUTCHINGS, R. W. **Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies**. In: LAURANCE, W. F; BIERREGAARD, R. O. (Eds.). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 91-110.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas, 2003. 1039 p.
- CORDEIRO, N. J; HOWE, H. F. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6. p. 1733-1741, dez. 2001.
- CRACRAFT, J. Historical Biogeography and Patterns of Differentiation within the South American Avifauna: Areas of Endemism. **Ornithological Monographs**, v. 36, p. 49-84. 1985.

DEAN, W. **A ferro e fogo - A História e a Devastação da Mata Atlântica Brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.

DIDHAN, R.K; LAWTON, J.H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, v. 31, n. 1. p.17-30, mar. 1999.

EHRLINCH, P. R. **The loss of diversity: causes and consequences**. In: WILSON, E. O. (Ed.). *Biodiversity*. Washington, D. C: National Academy Press, 1988. p. 21-27.

FAGAN, W. F., P. J. et al. Rarity, fragmentation, and extinction risk in desert fishes. **Ecology**, v. 83, n. 12. p. 3250-3256, dez. 2002.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, nov. 2003.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Global Forest Resources Assessment**. 2005. Disponível em: <<http://www.fao.org>>. Acesso em: 20 abr. 2009.

FERREIRA, C. P; CASSATI, L. Integridade Biótica de um córrego na bacia do Alto Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, p. 1-25. 2006.

FIGUEROA-ZAVALA, B. **Rapid Assessment of the Uvero-Punta Piedras Section, Costa Maya, Quintana Roo, Mexico**. 2008. 72 f. Thesis (Master in Science in Natural Resources and Rural Development). El Colegio de La Frontera Sur, Tapachula, 2008.

FORMAN, R. T. T; GODRON, M. **Landscape Ecology**, New York: John Wiley & Sons, 1986. 619 p

GALINDO – LEAL, C; CÂMARA, I.G. **Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese**. In: *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, 2005. p. 03-11.

GRADWOHL, J; GREENBERG, R. A commentary on: Forests in a warming world: A time for new policies. **Climatic change**, v. 19, n. 1. p. 235-256. 1991.

GREEN, M. J. B; GUNAWARDENA, N. **Conservation evaluation of some natural forest in Sri Lanka**. UNDP/FAO/IUCN. p. 163. 1993.

HUGHES R. M. **Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions**. In: DAVIS, W. S; SIMON, T. P. (Eds.). *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Boca Raton: CRC Press Inc, 1995. p. 31-47.

JANZEN, D. H; HALLWACHS, W. **All Taxa Biodiversity Inventory (ATBI) of Terrestrial Systems: A generic protocol for preparing wildland biodiversity for non-damaging use**. 1994. Disponível em: <http://www.all-species.org/content/reference/ATBI_Fin_Rep_8feb94_.pdf>. Acesso em: 15 dez 2010.

IBGE - FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico da vegetação brasileira: Série manuais técnicos em Geociências..** Rio de Janeiro: DEDIT/CDDI, 1992. 92 p.

- KAPOS, V; WANDELLI, E; CAMARGO, J. L; GANADE, G. **Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia.** In: LAURANCE, W. F; BIERREGAARD, R. O. (Eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.* Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 33-44.
- KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6. p. 21-27, nov. 1981.
- LAMB, D; PARROTA, J; KEENAN, R; TUCKER, N. Rejoing Habitat Remnants: Restoring Degraded Rainforest Lands. In: LAURANCE, W. F., BIERREGAARD, R. O. (Eds.). **Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.** Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 366-385.
- LAURANCE, W. **Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia.** In: LAURANCE, W. F., BIERREGAARD, R. O. (Eds.). *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.* Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 71-83.
- LAURANCE, W. F; BIERREGAARD, R. O. **Tropical forest remnants: Ecology, Management, and Conservation of fragmented communities.** Chicago: The University of Chicago Press, 1997. 616 p.
- LAURANCE, W. F; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451, set. 2009.
- LAURANCE, W. F; DELAMÔNICA, P; LAURANCE, S. G; VASCONCELOS, H. L; LOVEJOY, T. E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p. 836-836, abr. 2000.
- LAURANCE, W. F; FERREIRA, L. V; RANKLN-DE-MORENA, J. M; LAURANCE, S. G. Rainforest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, n. 6. p. 2032-2040, set. 1998.
- LAURANCE, W. F; YENSEN, E. Predicting the impact of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, v. 55, n. 1. p. 77-92. 1991.
- LEITÃO FILHO, H.F. Diversity of arboreal species in Atlantic rain forest. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 66, n. 1. p. 91-96. 1994.
- LOVEJOY, T.E. et al. Edge and other effects of isolation on amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation Biology: The science of scarcity and diversity.** Massachusetts: Sinauer Sunderland, 1986. p. 257-285.
- MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná.** Curitiba: Max Roesner, 1968. 350 p.
- MACARTHUR, R. O; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography.** Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p.

MACK, J. J; MICK, M; LAUREN, D. A; & GREGG, R. S. **Vegetation Indices of Biotic Integrity (VIBI) for Wetlands and Calibration of the Ohio Rapid Assessment Method for Wetlands**. Columbus: Ohio Environmental Protection Agency, Division of Surface Water, 2000. v. 1 (volume citado)

MICHALSKI, F; NISHI, I; PERES, C. A. Disturbance-mediated drift in tree functional groups in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, v. 39, n. 6. p. 691-701, nov. 2007.

MITTERMEIER, R. A. et al. Wilderness and Biodiversity Conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, n. 18, p. 10309-10313, set. 2003.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: MMA/SBF, 2002. 404 p.

MYERS, M. **The Primary Source: Tropical Forests and Our Future**. New York: Norton, 1984. 399 p.

NASON, J. D; ALDRICH, P. R; HAMRICK, J. L. **Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations**. In: LAURANCE, W. F., BIERREGAARD, R. O. (Eds.). *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 304-320.

O'CONNELL, T. J; JACKSON, L. E; BROOKS, R. P. 1998. **The bird community index: A tool for assessing biotic integrity in the mid-Atlantic highlands**. 1998. Disponível em: <<http://old.geog.psu.edu/wetlands/research/birdibi.pdf>>. Acesso em: 18 mai. 2009.

OBERDORFF, T., PONT, D., HUGUENY, B; PORCHER, J.P. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 9. p. 1720–1734, set. 2002.

OCHOA, G. J; BEVILACQUA, M & GARCIA, F. Evaluación ecológica rápida de las comunidades de mamíferos en cinco localidades del Delta del Orinoco, Venezuela. **Interciencia**, v. 30, n. 8, p. 466-475, ago. 2005.

ORTAZ, M; MACHADO-ALLISON, A. & CARRILLO, V. Evaluación ecológica rápida de la ictiofauna en cinco localidades del delta del río Orinoco, Venezuela. **Interciencia**, v. 32, n. 9, p. 601-609, set. 2007.

PARKER, T. A. P; GENTRY, A. H. FOSTER, R. B; EMMONS, L. H; REMSEM, J. V. **The Lowland Dry Forests of Santa Cruz, Bolivia: A Global Conservation Priority**. Washington D.C: Conservation International/Fundaci Amigos de La Naturaleza, 1993. 104 p.

PRIMACK, R. B; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001. 328 p.

RAMANKUTTY, N & FOLEY, J. A. **Characterizing patterns of global land use: An analysis of global croplands data**. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 12 n.4, p. 667-685. 1998.

- ROLSTAD, J. **Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence.** *Biological Journal Linnean Society*, v. 41, n. 1. p. 347-348, jan. 1991.
- SAYRE, R. et al. **Nature in Focus: Rapid Ecological Assessment.** Arlington: Island Press, 2000. 194 p.
- SCOTT, J. M. et al. Gap Analysis: A geographic approach to the protection of biological diversity. **Wildlife Monographs**, v. 123, p. 1-41, jan. 1993.
- SEAGLE, S. W. **Generation of species-area curves by a model of animal-habitat dynamics.** In: VERNER, M. L.; MORRIAAON, M. L.; RALPH, C. J. (Eds.). *Wildlife 2000 – Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates.* Madison, The University of Wisconsin, 1986. p. 281-285.
- SILVA, J. M. C; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, p. 72-74, mar. 2000.
- SUTCLIFFE, O. L; THOMAS, C. D. Open corridors appear to facilitate dispersal by ringlet butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings. **Conservation Biology**, v. 10, n. 5. p. 1359-1365, out. 1996.
- TABARELLI, M; MANTOVANI, W; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2. p. 119-127, dez. 1999.
- TABARELLI, M; SILVA, J. M. C; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 7. p. 1419-1425, jun. 2004.
- TANGLEY, L. **Computers and Conservation Priorities. Mapping Biodiversity. Lessons from the field.** Washington D. C: Conservation International, 1992. 28 p.
- TEJERINA-GARRO, F.L. et al. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 48, n. 1. p. 91-108, jan. 2005.
- TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, v. 24, n. 2. p. 283-292, jun. 1992.
- TERBORGH, J; LOPES, L; TELLO, J; YU, D; BRUNI, A. R. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. In: LAURANCE, W. F., BIERREGAARD, R. O. (Eds.). **Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.** Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 256-274.
- TERBORGH, J; ROBINSON, S. K; PARKER III, T. A; MUNN, C. A; PIERPOINT, N. Structure and Organization of an Amazonian Forest Bird Community. **Ecological Monographs**, v. 60, n. 2. p. 213-238, jun. 1990.
- THIOLLAY, J. M. Structure, Density and Rarity in an Amazonian Rainforest Bird Community. **Journal of Tropical Ecology**, v. 10, n. 4. p. 449-481, nov. 1994.

- THOMAS, W.W., CARVALHO, A.M.A., GARRISON, J; ARBELAEZ, A.L. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity Conservation**, v. 7, n. 3. p. 311-322, mar. 1998.
- TILMAN, D; MAY, R. M; LEHMAN, C. L; NOWAK, M. A. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, v. 371, p. 65-66, set. 1994.
- TOREZAN, J. M. D. **Nota sobre a vegetação da bacia do Rio Tibagi**. In: MEDRI, M. E; BIANCHINI, E; SHIBATTA, O. A; PIMENTA, J. A. (Eds.). A bacia do Rio Tibagi. 2. ed. Londrina, 2002. p. 103-107.
- TOREZAN, J. M. D. **Fragmentação Florestal e Prioridades para a Conservação da Biodiversidade**. 2003. 106 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2003.
- TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, n. 2. p. 200-209, abr. 1996.
- UNEP. **Assessment of biological diversity and methodologies for future assessment**. 1996. Disponível em: www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-02/official/sbstta-02-18-en.doc. Acesso em 22 abr. 2009.
- UNEP. **Methods for rapid assessment of marine and coastal biological diversity**. 2003 Disponível em: www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-09/.../sbstta-09-inf-25-en.doc. Acesso em 22 abr. 2009.
- VIANA, V. M. Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensamente cultivadas. In: **Abordagens interdisciplinares para a conservação da Biodiversidade e Dinâmica do Uso da Terra no Novo Mundo**. Gainesville: Conservation International do Brasil/Universidade Federal de Minas Gerias/ University of Florida, 1995. p.135-154.
- VIANA, V. M; TABANEZ, A. A. J. **Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian atlantic moist forest**. In: SCHELLAS, J; GREENBERG, R. Forest patches in tropical landscapes. 2. ed. Washington D. C: Island Press, 1996. p. 151-167.
- VIANA, V. M; TABANEZ, A. A. J; BATISTA, J. L. F. **Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian atlantic moist forest**. In: LAURANCE, W. F; BIERREGARD, R. O. Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. 2. ed. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 351-365.
- VIANA. V. M; PINHEIRO. A. F. V. L. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12 n. 32, p. 25-42, dez. 1998.

1 INTRODUÇÃO

A necessidade de identificar rapidamente áreas prioritárias para proteção da biodiversidade tornou os métodos de avaliação rápida ferramentas importantes para auxiliar conservacionistas e tomadores de decisão na definição de estratégias e prioridades para a conservação.

O objetivo principal dos métodos de avaliação rápida consiste em avaliar o estado ecológico de um ecossistema de forma rápida e barata utilizando um conjunto finito de indicadores observáveis em campo (ABATE, 1992; SAYRE et al., 2000; STAPANIAN et al., 2004; SUTULA et al., 2006; KENTULA, 2007; ALLEN, 2009; HERLIHY et al., 2009; STEIN et al., 2009).

Os métodos de avaliação rápida não substituem os estudos de longa duração e inventários científicos mas podem ser utilizados para ampliar a aplicação geográfica desses estudos e inventários caracterizados por serem proibitivamente caros, demorados e geograficamente restritivos em algumas situações. (ABATE, 1992; SUTULA et al., 2006).

Um dos métodos de avaliação rápida mais promissores é Avaliação Ecológica Rápida (AER) que consiste basicamente em levantamentos flexíveis, acelerados e direcionados das espécies e tipos vegetacionais (SAYRE et al., 2000).

As AERs são de fácil utilização e reprodução e tem o objetivo de reduzir o custo e o tempo gastos para avaliar o estado de conservação de áreas naturais de interesse (KOOP et al., 1994; SAYRE et al., 2000; ALLEN, 2009).

A AER foi originalmente desenvolvida pela organização não governamental The Natural Conservancy (TNC) e a primeira AER foi realizada na floresta subtropical úmida de Mbaracayú no Paraguai com a finalidade de identificar habitats prioritários para conservação (ABATE, 1992).

Diversos estudos empregaram o método de AER para inferir o estado de conservação de ecossistemas naturais, identificar áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e para avaliar a influência de impactos antropogênicos sobre ecossistemas selecionados (SANTOS et al., 2003; CORGOSINHO et al., 2004; FONSECA et al., 2004; OCHOA et al., 2005; ORTAZ et al., 2007; MORATO et al., 2008; ALLEN, 2009).

Para garantir o caráter integrativo da AER e a confiança em traduzir a teoria ecológica em indicadores observáveis em campo, é importante que a AER seja testada por meio de correlações com inventários científicos tradicionais. Este processo é fundamental

para estabelecer a defensibilidade científica de métodos de avaliação rápida (SUTULA et al., 2006).

O objetivo deste trabalho consistiu em propor e testar uma AER com ênfase na comunidade vegetal do ecossistema Floresta Estacional Semidecidual (FES). Espera-se que a AER proposta seja capaz de inferir a integridade ecológica de remanescentes de FES utilizando indicadores observáveis em campo como a presença de algumas espécies vegetais de relevância especial.

Para testar a AER foram realizadas correlações entre a AER e medidas de diversidade, riqueza e abundância de espécies de plantas fornecidas pelo método tradicional de inventário fitossociológico adotado como base de teste para a AER.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido em 21 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FES) com diferentes tamanhos variando de 2 hectares a 828 hectares (tabela 1), todos situados na região do município de Londrina no Norte do Estado do Paraná - Brasil (Figura 1).

A área de referência para este estudo foi à unidade de conservação Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) reconhecido como o último remanescente de floresta primária do Norte do Paraná com 650,5 hectares. O PEMG é considerado o fragmento de FES em melhor estado de conservação da região apresentando alta integridade biológica (MACHADO et al., 1999; SILVEIRA, 2006; ANJOS et al., 2009).

Figura 1 – Localização das áreas de estudo no norte do Estado do Paraná – Brasil, área de referência indicada com (*).

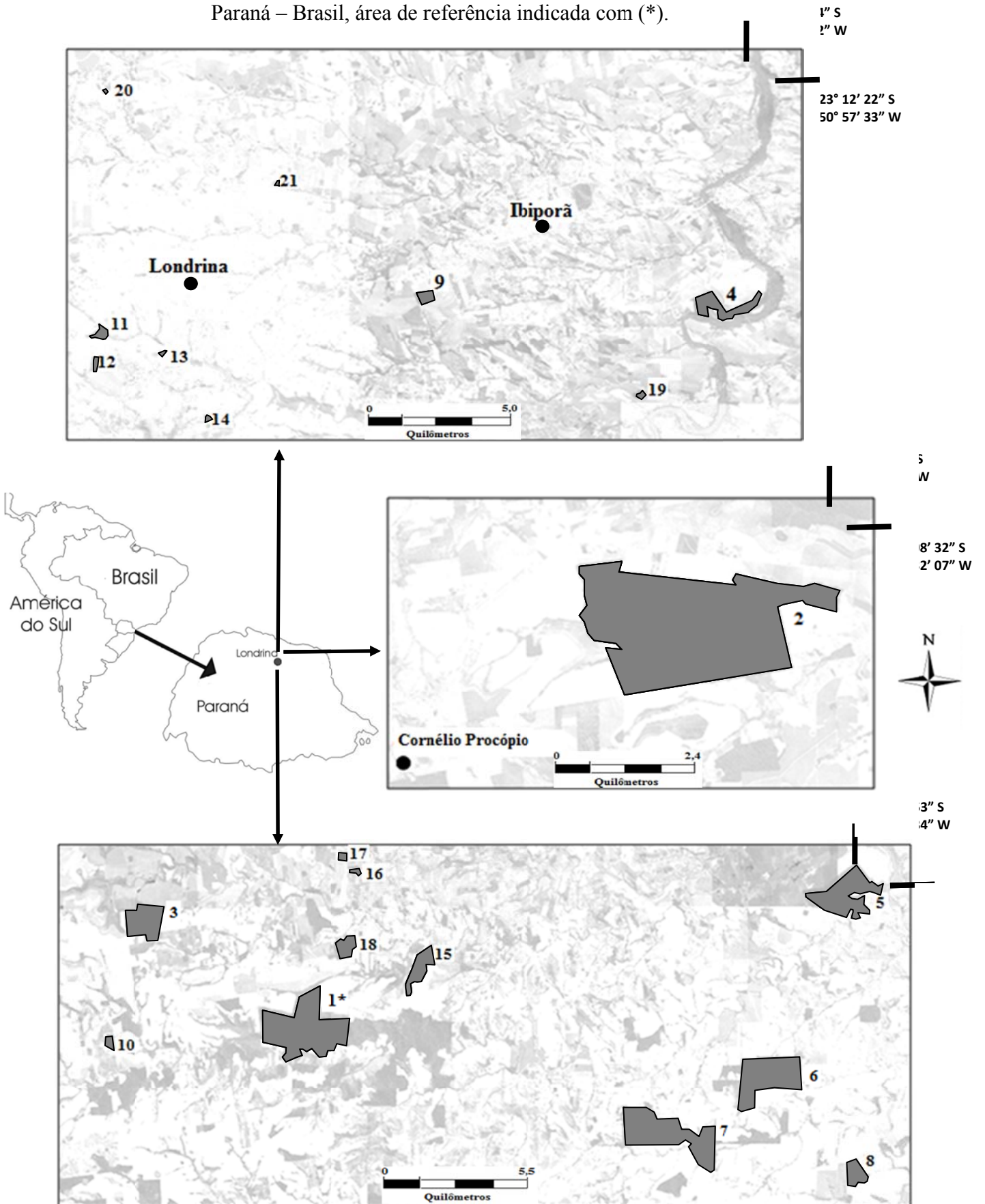


Tabela 2 - Informações sobre os fragmentos florestais estudados

| Fragmentos Florestais | Coordenadas geográficas | Município | Tamanho aproximado em hectares | Matriz da paisagem |
|-----------------------|------------------------------|-------------------|--------------------------------|--------------------|
| PEMG | 23°26'46" S, 51°14'46" W. | Londrina | 650 | Agrícola |
| PESF | 23°09'37" S, 50°34'00" W. | Cornélio Procópio | 828 | Agrícola |
| Mata do Bule | 23°24'19" S, 51°19'31" W. | Ibiporã | 305 | Agrícola |
| Faz Doralice | 23°18'02" S, 51°59'10" W. | Londrina | 162 | Agrícola |
| Mata do Ceci | 23°23'37" S, 51°01'01" W. | Londrina | 366 | Agrícola |
| Faz Colorado | 23°28'12" S, 51°02'50" W. | Londrina | 665 | Agrícola |
| Mata Paiquere | 23°30'05" S, 51°04'39" W. | Londrina | 545 | Agrícola |
| Mata Maravilha | 23°00'34" S, 51°30'47" W. | Londrina | 90 | Agrícola |
| Mata Pioneiro | 23°18'01" S, 51°05'18" W. | Londrina | 37 | Urbana e Agrícola |
| Mata Cachoeira | 23°27'26" S, 51°20'21" W. | Arapongas | 25 | Agrícola |
| Mata Confepar | 23°18'59" S, 51°12'17" W. | Londrina | 26 | Urbana |
| Horto UEL | 23°19'42" S, 51°12'25" W. | Londrina | 13 | Urbana |
| Mata do Lago | 23°19'31" S, 51°10'56" W. | Londrina | 2 | Urbana |
| Mata IAPAR | 23°21'12" S, 51°09'59" W. | Londrina | 6 | Urbana |
| Mata Rapadura | 23°25'26" S, 51°12'12" W. | Londrina | 158 | Agrícola |
| Mata Venda dos Pretos | 23°23'03" S, 51°13'49" W. | Londrina | 10 | Agrícola |

| | | | | |
|------------------|------------------------------|----------|----|----------|
| Estância Patrial | 23°22'44" S, 51°14'11" W. | Londrina | 14 | Agrícola |
| Faz Santa Helena | 23°24'38" S, 51°14'09" W. | Londrina | 85 | Agrícola |
| Mata Limoeiro | 23°20'34" S, 51°00'34" W. | Londrina | 12 | Agrícola |
| Vinícola Muller | 23°12'37" S, 51°12'12" W. | Londrina | 2 | Agrícola |
| Horto Luiz de Sá | 23°15'03" S, 51°13'49" W. | Londrina | 4 | Urbana |

A seleção dos fragmentos florestais levou em consideração a inclusão de fragmentos de FES de variados tamanhos, formas e graus de conservação, as limitações impostas pelas permissões de acesso a áreas privadas e pela logística de transporte.

Segundo classificação climática de Köppen a região de Londrina é caracterizada pelo tipo climático Cfa subtropical úmido, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida (IAPAR, 2000). A média anual de precipitação é de 1600 mm, apresentando evapotranspiração média anual entre 1300 e 1400 mm, além de umidade relativa do ar média anual entre 75% e 80% e temperatura média de 21°C (MENDONÇA; DANNI-OLIVEIRA, 2002). A região em questão apresenta solos de média e/ou alta fertilidade, tais como o Latossolo Vermelho e o Nitossolo (EMBRAPA, 1999).

A cobertura vegetal original do norte do Paraná é a Floresta Estacional Semidecidual (FES) um dos ecossistemas associados ao Bioma Mata Atlântica. A FES ocorre principalmente nas regiões oeste da Serra do Mar, com áreas expressivas nos Estados de São Paulo, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Paraná e manchas menores em outros Estados, chegando até o Paraguai e Argentina (RAMOS et al., 2007).

A FES é caracterizada por ter um sistema parcialmente decíduo, ou seja, cerca de 20 a 50% das espécies que compõem este ecossistema perdem as folhas na estação mais seca (CARVALHO, 2003).

Estruturalmente a FES se caracteriza pelo predomínio de árvores com altura superior a 15 metros formando um dossel e possui algumas árvores emergentes chegando a mais de 20 metros de altura. O componente herbáceo é pouco desenvolvido, as lianas são

frequentes, há quantidade considerável de epífitas e a camada de serapilheira é espessa e contínua no interior desta formação (BATALHA, 1997).

As famílias botânicas mais abundantes são: Myrtaceae, Lauraceae, Euphorbiaceae, Leguminosae, Meliaceae, Rubiaceae, Solanaceae, entre outras (SILVA et al., 1992; SOARES-SILVA et al., 1998; TOREZAN, 2002; BIANCHINI et al., 2003).

No Paraná a FES sofreu um intenso processo de desmatamento devido, principalmente, aos diversos ciclos econômicos ocorridos ao longo da história do Estado (SOARES; MEDRI, 2002).

2.2 COLETA DE DADOS

A coleta de dados da AER e dos inventários fitossociológicos foram padronizadas e aplicadas em transecções de 100 metros de comprimento por 10 metros de largura. As unidades amostrais (transecções) foram consideradas como réplicas para a realização simultânea das duas metodologias. Ao todo foram instaladas 21 transecções, ou seja, uma transecção por fragmento florestal.

As transecções foram instaladas na região central dos fragmentos florestais respeitando uma distância mínima de 100 metros de distância da borda para fragmentos com mais de 100 hectares, 50 metros para fragmentos com tamanho entre 10 a 100 hectares e 20 metros para fragmentos com menos de 10 hectares.

Para evitar variações sazonais que podem influenciar os resultados da AER e dificultar a identificação de espécies decíduas todos os dados foram coletados no verão de 2010 (dezembro a março).

Nos inventários fitossociológicos foram incluídas todas as plantas lenhosas com DAP acima de 2,5cm (GENTRY, 1988). As plantas foram identificadas em campo quando possível, ou foi coletado o material e preparadas exsiccatas para posterior identificação e depósito no Herbário da Universidade Estadual de Londrina.

A utilização da AER consistiu na verificação de 11 variáveis ecológicas (ver tabela 2) que podem ser rapidamente constatadas em campo por meio de observação. As 11 variáveis foram selecionadas com base em revisão de literatura e na comunidade vegetal da área de referência.

Tabela 3 - Variáveis da AER, atributos e escala ordinal de valores de integridade biológica para cada uma das variáveis sendo 1 integridade mínima e 5 integridade máxima.

| Variáveis | Escala Ordinal de 1 (menor integridade) a 5 (maior integridade). | | | | |
|---|--|--------------------------------------|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| 1 - Cobertura de serapilheira | >80% de solo nu | Entre 50 a 70% de solo nu e até 2 cm | Até 5 cm com presença de trama de raízes pouco desenvolvida | Até 10 cm, presença de trama de raízes desenvolvida | >10 cm, presença de folhas, ramos, galhos, troncos e trama de raízes bem desenvolvida |
| 2 - Árvores mortas em pé | Acima de 4 | Até 4 | 3 | 2 | Até 1 |
| 3 - Gramíneas exóticas | >70% de CH* | Entre 50 a 70% de CH | Entre 20 a 50% de CH | Entre 5 a 20% de CH | Ausente |
| 4 - Outras exóticas | Acima de 6 | Até 6 | Até 3 | Até 1 | Ausente |
| 5 - Emaranhado de cipó | Acima de 4 | Até 4 | Até 3 | Até 2 | Até 1 |
| 6 - Eco-unidades | Clareira com muito cipó | Clareira com pouco cipó | Dossel baixo aproximadamente 10m | Dossel aberto até 60% de luminosidade | Dossel fechado até 10% de luminosidade |
| 7 - Epífitas vasculares exceto Orchidaceae | Apenas avasculares | Até 1 | Até 2 | Até 3 | Acima de 3 |
| 8 - Orchidaceae | Ausente | 1 | 2 | 3 | Acima de 3 |
| 9 - Figueiras (Ficus ssp, Moraceae) | Só em regeneração | Até 1 | Até 2 | Até 3 | Acima de 3 |
| 10 - Palmeiros (Euterpe edulis, Arecaceae) | Ausente | Só em regeneração | Até 1 | Até 2 | Acima de 2 |
| 11 - Peroba Rosa (Aspidosperma polyneuron, Apocynaceae) | Ausente | Só em regeneração | Até 1 | Até 2 | Acima de 2 |

*cobertura de herbáceas

Em cada fragmento florestal a AER foi aplicada em três pontos de observação ou um ponto a cada 25 metros ao longo dos transecções utilizados no inventário fitossociológico. A AER foi realizada por equipes de três a cinco avaliadores, cada avaliador aplicou a AER individualmente em cada um dos três pontos sem que houvesse comunicação entre os integrantes da equipe. Após as avaliações individuais foram realizadas avaliações coletivas em cada um dos três pontos, ao todo participaram sete avaliadores previamente treinados e com diferentes níveis de experiência de campo.

As AERs individuais tiveram o objetivo de detectar possíveis variações decorrentes dos diferentes níveis de experiência na identificação de plantas e do viés de interpretação dos avaliadores. Apenas as AERs coletivas foram utilizadas nas correlações com os dados dos inventários fitossociológicos.

2.2.1 Seleção Das Variáveis Da AER

O critério utilizado na seleção das variáveis levou em consideração a inclusão de indicadores ecológicos observáveis em campo relacionados à comunidade vegetal da FES. O objetivo foi gerar um conjunto de variáveis que analisadas de forma integrada resultem em análises confiáveis da integridade biológica da comunidade vegetal de fragmentos de FES.

A variável 1 (cobertura de serapilheira) foi selecionada para compor a AER por ser parte essencial da ciclagem de nutrientes e por influenciar e regular muitos dos processos funcionais dos ecossistemas (FACCELLI; PICKETT, 1991; REGINA, 2001; LAWRENCE, 2005; SAYER, 2006; KASPARI; YANOVIK, 2008). A cobertura de serapilheira desempenha papel fundamental na transferência de energia entre as plantas e o solo, sendo a fonte de nutrientes acumulados nas camadas superiores do solo (REGINA, 2001).

As variáveis 2, 3, 4 e 5 (ver tabela 2) estão relacionadas às mudanças na composição de florística resultante do processo de fragmentação e quanto maior for o número de indivíduos ou de cobertura dessas variáveis menor será o valor da AER do ponto amostrado.

A variável 2 (árvores mortas em pé) podem ser consideradas indicadoras de estresse ambiental, uma vez, que o aumento no número de árvores mortas possui forte relação com os processos decorrentes da fragmentação como os efeitos de borda (LOVEJOY et al., 1986; KAPOS et al., 1997; MESQUITA et al., 1999; LAURANCE et al., 2000; LAURANCE et al., 2001; NASCIMENTO; LAURANCE, 2006).

As variáveis 3 e 4 (Gramíneas exóticas e outras exóticas respectivamente) também podem indicar estresse ambiental, porque ambientes perturbados são mais suscetíveis a invasões por espécies exóticas (NAYLOR, 2000; DENSLOW; HUGHES, 2004; BLUMENTHAL, 2005; REDFORD et al., 2008). A contaminação biológica por espécies exóticas é considerada uma das maiores ameaças em nível mundial à biodiversidade alterando

a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas (CRONK; FULLER, 1995; CHORNESKY et al., 2005).

A variável 5 (emaranhados de cipó) O aumento na abundância de emaranhados de cipó geralmente se deve a perturbações ocasionadas pelo aumento dos efeitos de borda decorrentes da fragmentação ou pela formação de clareiras naturais (PUTZ, 1984; SCHNITZER et al., 2000; LAURANCE et al., 2001; GERWING, 2004; SELAYA et al., 2007).

Os emaranhados de cipó afetam o crescimento e a sobrevivência das árvores reduzindo a área foliar, a disponibilidade de luz para as folhas da árvore, a transpiração e o transporte de nutrientes (GRAUEL; PUTZ, 2004; KAINER et al., 2006; GROGAN; LANDIS, 2009).

As eco-unidades (variável 6) indicam diferentes graus de conservação da estrutura florestal que ocorrem dentro de um determinado fragmento florestal (VIANA; TABANEZ, 1996; VIANA et al., 1997).

As variáveis 7, 8, 9, 10, e 11 são compostas por espécies de relevância especial para a FES e foram consideradas como bons indicadores de integridade biológica e quanto maior o número de indivíduos dessas espécies maior será o valor da AER do ponto amostrado.

As espécies consideradas aqui como de relevância especial possuem duas características fundamentais: ou são sensíveis aos efeitos da fragmentação ocorrendo em altas densidades somente no interior da floresta primária, ou são espécies que exercem importantes funções ecológicas dentro da comunidade.

As variáveis 7 e 8 (Epífitas e Orquídeas respectivamente) podem ser consideradas como bons indicadores do estado de conservação de florestas tropicais (NADKARNI, 1992; TURNER et al., 1996; SOSA; PLATAS, 1998).

Existem dois motivos principais que fazem das epífitas e orquídeas bons bioindicadores de integridade biológica: (1) As epífitas exercem influência nos processos e na manutenção dos ecossistemas, como ciclagem de água e nutrientes, além de fornecerem recursos para a fauna do dossel (NADKARNI, 1985; LUGO; SCATENA, 1992; RICHARDS, 1996). (2) As orquídeas e a muitas outras espécies de epífitas são sensíveis alterações microclimáticas resultantes dos efeitos da fragmentação (OBERBAUER et al., 1996; CORLETT; TURNER, 1997; ESSEN; RENHORN, 1998; PIERCE et al., 2006).

A variável 9 (Espécies do gênero *Ficus*) é o gênero de planta mais difundido nos trópicos sendo representado por mais de 900 espécies (MYERS et al., 2000). As figueiras

são consideradas um recurso-chave para o funcionamento de florestas tropicais, pois provêm alimento para animais frugívoros em períodos de escassez de frutos de outras espécies (COMPTON et al., 1996; KINNAIRD et al., 1996; SHANAHAN et al., 2001; GUEVARA et al., 2004; GARCIA et al., 2005).

A variável 10 (Palmitreiro - *Euterpe edulis* Mart.) apresenta altos níveis de interação com os animais e desempenha papel significativo na nutrição da fauna, uma vez que seu fruto serve de alimento para aves e mamíferos, como roedores, marsupiais, primatas e morcegos (REIS; KAGEYAMA, 2000; PIZO; SIMÃO, 2001; FAVRETO et al., 2010). As populações de palmito foram drasticamente reduzidas devido seu alto valor econômico sendo atualmente encontrado apenas em áreas protegidas ou de difícil acesso (GALETTI; FERNANDEZ, 1998; CONTE et al., 2003; FAVRETO et al., 2010).

A variável 11 (Peroba Rosa - *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg.) é uma das espécies emergentes da FES e está ameaçada de extinção (CARVALHO, 1994; RAMOS et al., 2007). Esta espécie apresentava alta densidade e biomassa na região de Londrina, mas sofreu grande pressão pela extração comercial de madeira e se tornou extinta em muitos fragmentos florestais da região (TOREZAN, 2003).

2.3 ANÁLISE DOS DADOS

Por meio dos inventários fitossociológicos foram estimados a riqueza total de espécies (S), abundância total de espécies (N), riqueza de espécies nativas (S-nat) e abundância de espécies nativas (N-nat). A diversidade de espécies de plantas nos 21 transecções foi calculada por meio do Índice de Diversidade de Shannon (H') (MAGURRAN, 1988).

A riqueza de espécies foi analisada a partir de curvas de acúmulo de espécies por área, calculadas com o uso do programa EstimateS (COLWELL, 2005). Como curvas de acúmulo de espécies por área podem subestimar a riqueza de espécies (MAGURRAN, 1988), foi aplicada a técnica de Jackknife para aperfeiçoar a estimativa de riqueza (CHAZDON et al. 1998).

Os valores finais da riqueza de espécies nativas, riqueza total de espécies, Índice de Diversidade de Shannon, abundância de espécies nativas e abundância total foram utilizadas para testar a AER. As estimativas de riqueza de espécies nativas, bem como os valores do índice de Shannon e a abundância de espécies nativas foram feitas expurgando-se as espécies exóticas das amostras, quando essas ocorreram.

A AER foi aplicada em três pontos ao longo dos transecções utilizados nos inventários fitossociológicos. Para cada ponto foi utilizado um gabarito e uma escala ordinal de 1 (integridade muito baixa) a 5 (integridade excelente), baseado na média amostral dos três pontos de observação foi atribuído um valor inteiro aproximado. Através da soma das 11 variáveis foi medida a integridade biológica geral, podendo variar de 11 a 55. As pontuações obtidas por meio da soma das 11 variáveis foram padronizadas e representadas na forma de um Índice de Integridade Biótica – IIB composto por cinco classes de integridade (ver tabela 3). Os IIBs são conhecidos por facilitar a execução de planos de manejo, projetos de restauração e a comunicação com o público (BRICE; HUGHES, 2002). Desta forma, representar os resultados da AER na forma de um IIB pode facilitar o entendimento de tomadores de decisão.

Tabela 4 - Escala de pontuação da AER e classes de integridade do Índice de Integridade Biótica IIB.

| Pontuação da AER | Classes de Integridade do IIB |
|-------------------------|--------------------------------------|
| 50 – 55 | 5 = Alta |
| 40 – 49 | 4 = Boa |
| 30 – 39 | 3 = Regular |
| 20 – 29 | 2 = Baixa ou ruim |
| 11 – 19 | 1 = Muito baixa |

O teste de Kolmogorov-Smirnov indicou que todos dados obtidos a partir dos dados dos inventários fitossociológicos e da AER apresentaram distribuição normal, assim, o coeficiente de correlação de Pearson foi utilizado para testar a AER.

Para verificar a eficiência das 11 variáveis da AER em discriminar os 21 pontos de observação as mesmas foram exibidas em gráficos de dispersão, visando identificar aquelas variáveis com maior sobreposição das amostras. Feita a identificação destas variáveis, foram calculadas versões alternativas da AER sem as mesmas. As versões alternativas foram

utilizadas para a realização de uma análise de sensibilidade visando testar o impacto da exclusão das variáveis identificadas como menos eficientes em discriminar os pontos de observação.

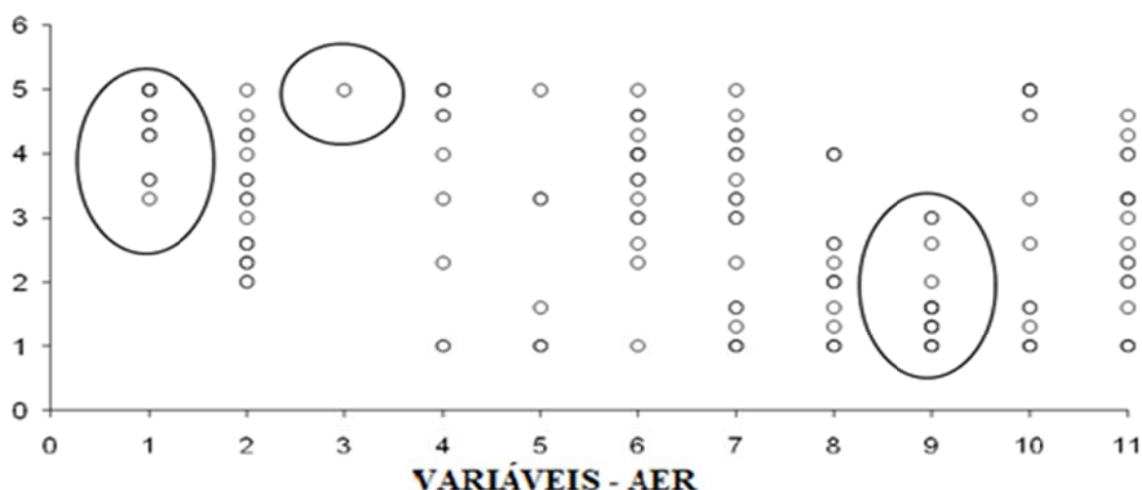
3 RESULTADOS

Ao todo foram registradas 164 espécies pertencentes a 113 gêneros e a 52 famílias (Apêndice 1). Dessas 164 espécies 156 foram identificadas até nível de espécie e as oito restantes até gênero.

A riqueza de espécies variou de 54 espécies a 18 espécies por transecção, a abundância variou de 334 indivíduos a 99 indivíduos por transecção e Índice de Shannon H' variou de 3.59 a 2.41.

As curvas de acúmulo de espécies (Apêndice 2) para todas as áreas não apresentaram uma tendência à assintose, indicando que a área amostral não foi suficiente para capturar a riqueza da comunidade. O estimador de riqueza Jackknife apresentou riqueza superior em relação à riqueza observada para todos os fragmentos florestais estudados. Por meio de um gráfico de dispersão foi verificada a eficiência de cada variável da AER em discriminar as 21 transecções em relação à escala de pontuação da AER (figura 2).

Figura 2 - Comparação da escala ordinal de pontuação (eixo Y) para as 11 variáveis da AER aplicadas para cada um dos 21 fragmentos floresta estacional semidecidual (eixo X).



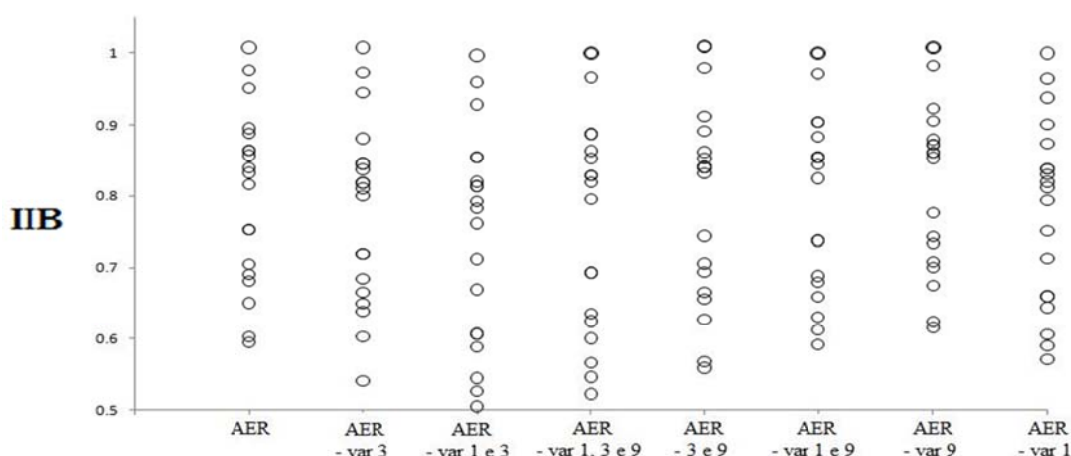
Variáveis menos eficientes em discriminar as áreas de estudo destacadas com círculos.

De acordo com gráfico, as variáveis 1 (cobertura de serapilheira), 3 (gramíneas exóticas) e 9 (figueiras) foram pouco eficientes em discriminar as 21 transecções, sobretudo a variável 3 - gramíneas exóticas que mostrou sobreposição total dos pontos de observação.

Após identificar as variáveis com menor poder de discriminação foram calculadas versões alternativas da AER expurgando tais variáveis. Ao todo foram calculadas sete versões alternativas contemplando todas as interações de expurgo entre as variáveis 1, 3 e 9.

Uma análise de sensibilidade foi realizada para verificar a eficiência de cada versão alternativa da AER em discriminar as 21 transecções na escala de pontuação do IIB (figura 3). Nesta análise de sensibilidade a escala de pontuação do IIB foi padronizada por meio da divisão dos valores do IIB obtido em cada um das 21 transecções pelo valor do IIB da transecção da área de referência permitindo assim comparações com a área de referência.

Figura 3 - Gráfico de dispersão verificando eficiência de todas as versões da AER (eixo X) em discriminar os 21 transectos na escala de pontuação do IIB padronizado (eixo Y).



As versões alternativas da AER que melhor discriminam as transecções são: a AER menos as variáveis 1 e 3 (AER – var 1 e 3) e a AER menos as variáveis 1, 3 e 9 (AER – var 1, 3 e 9).

A matriz de correlação (tabela 4) mostrou que todas as oito versões da AER apresentaram correlação positiva com os dados do Inventário fitossociológico com exceção das correlações entre todas as versões da AER e índice de Diversidade de Shannon (h') que não foram significativas.

Tabela 5 - Matriz de correlação entre dados dos inventários fitossociológico riqueza de espécies nativas (S-nat), riqueza de espécies total (S), abundância espécies total (N), abundância de espécies nativas (N-nat) e Índice de Diversidade de Shannon (H') e dados das versões da AER. Valores estatisticamente significativos ($p \leq 0.01$) estão assinalados com asterisco (*), valores estatisticamente significativos ($p \leq 0,05$) estão assinalados com dois asteriscos (**).

| Variáveis | S - nat | S | N | N - nat | H' |
|---------------------|---------|--------|--------|---------|------|
| AER | 0.58* | 0.55* | 0.56* | 0.55* | 0.37 |
| AER menos var 3 | 0.55** | 0.54** | 0.54** | 0.54** | 0.29 |
| AER menos var 1, 3 | 0.51** | 0.51** | 0.53** | 0.52** | 0.29 |
| AER menos var 1,3,9 | 0.54** | 0.53** | 0.51** | 0.51** | 0.32 |
| AER menos var 3,9 | 0.60* | 0.57* | 0.56* | 0.56* | 0.37 |
| AER menos var 1,9 | 0.54** | 0.53** | 0.52** | 0.51** | 0.33 |
| AER menos var 9 | 0.59* | 0.57* | 0.55* | 0.55* | 0.37 |
| AER menos var 1 | 0.51** | 0.50** | 0.52** | 0.51** | 0.29 |

Aumentando o rigor da análise ($p \leq 0.01$) somente a versão original da AER e as versões alternativas (AER menos var 3 e 9) e (AER menos var 9) apresentaram correlação positiva significativa com os dados do inventário fitossociológico. Esses resultados indicam que sobretudo a variável 9 (figueiras) afeta negativamente a correlação.

A regressão linear (figuras 4, 5, 6 e 7) confirma a correlação positiva entre a AER e os dados do inventário fitossociológico com exceção da correlação entre Índice de Diversidade de Shannon e AER que não foi significativa. Os demais gráficos mostrando as correlações entre os dados dos inventários fitossociológicos e as versões alternativas da AER estão no Apêndice 3.

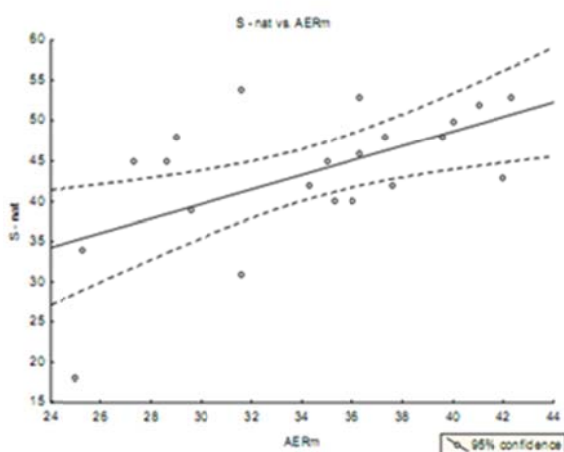


Figura 4 - regressão linear entre AER vs S-nat, N = 21, Beta = 0.575, p = 0.006, $r^2 = 0.33$, linhas tracejadas representam os intervalos de confiança 95%.

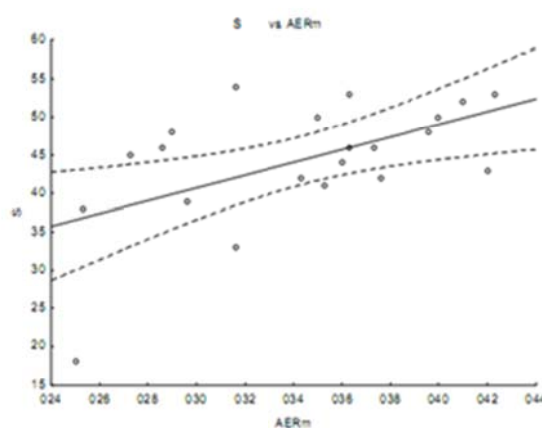


Figura 5 - regressão linear entre AER vs S total, N = 21, Beta = 0.550, p = 0.009, $r^2 = 0.30$, linhas tracejadas representam os intervalos de confiança 95%.

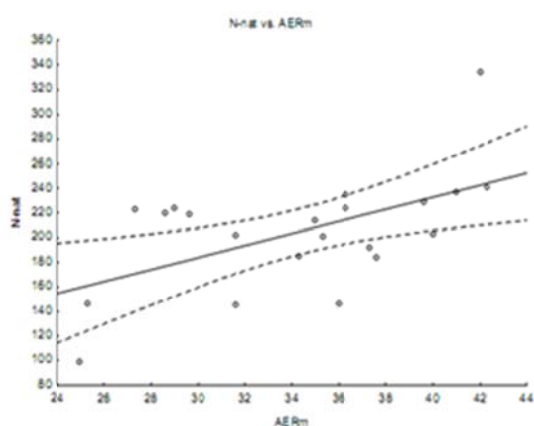


Figura 6 - regressão linear entre AER vs N-nat, N = 21, Beta = 0.554, p = 0.009, $r^2 = 0.30$, linhas tracejadas representam os intervalos de confiança 95%.

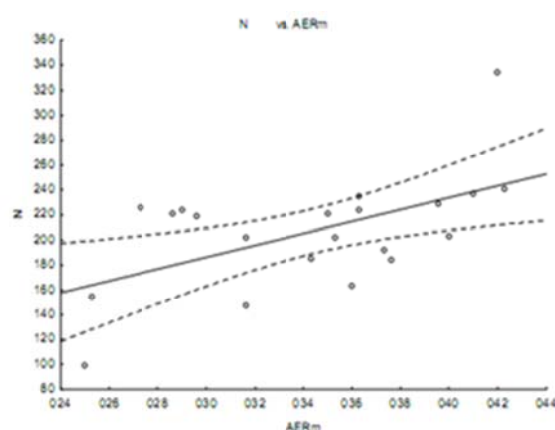


Figura 7 - regressão linear entre AER vs N total, N = 21, Beta = 0.555, p = 0.008, $r^2 = 0.30$, linhas tracejadas representam os intervalos de confiança 95%.

O IIB baseado na AER mostrou que nenhuma das transecções atingiram classe de integridade = 1 (integridade muito baixa) e classe de integridade = 5 (integridade excelente), somente cinco transecções incluindo a transecção da área de referência atingiram classe de integridade = 4 (integridade boa). A maioria das transecções atingiram classes de integridade = 3 e 2 (integridade regular e baixa respectivamente), sendo que dez transecções atingiram classe de integridade = 3 e as seis transecções restantes atingiram classe de integridade = 2 (tabela 5).

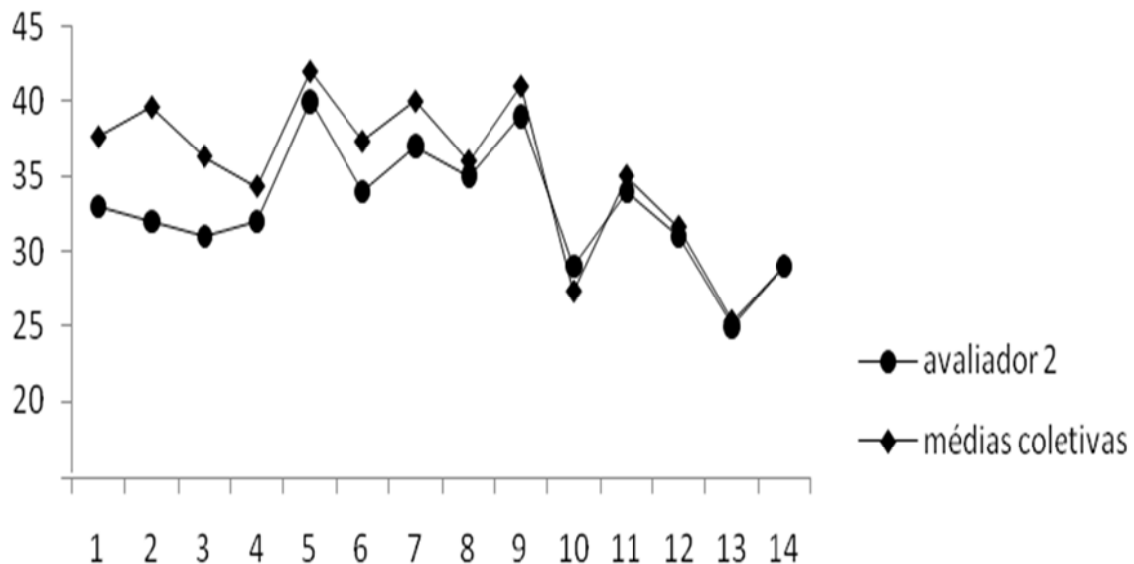
Tabela 6 – Médias da AER coletiva, valoração do IIB, categoria de integridade, riqueza de espécies nativas (S-nat), riqueza de espécies total (S), abundância espécies total (N), abundância de espécies nativas (N-nat) e Índice de Diversidade de Shannon (H') para as transecções instaladas nos 21 fragmentos florestais estudados.

| Áreas | Média da AER coletiva | IIB | Categoria de integridade | S | S-nat | N | N-nat | H' |
|-----------------|-----------------------------|-----|--------------------------------|----|-------|-----|-------|------|
| 1 - PEMG | 42 | 4 | Boa | 43 | 43 | 334 | 334 | 2,86 |
| 2 - Doralice | 35 | 3 | Regular | 46 | 46 | 224 | 224 | 3,29 |
| 3 - Patrial | 40 | 4 | Boa | 48 | 48 | 229 | 229 | 3,36 |
| 4 - Pretos | 34 | 3 | Regular | 42 | 42 | 185 | 185 | 3,10 |
| 5 - Pioneiro | 28 | 2 | Baixa | 46 | 45 | 221 | 220 | 3,24 |
| 6 - Limoeiro | 28 | 2 | Baixa | 48 | 48 | 224 | 224 | 3,42 |
| 7 - Colorado | 24 | 2 | Baixa | 18 | 18 | 99 | 99 | 2,41 |
| 8 - Paiquere | 31 | 3 | Regular | 54 | 54 | 202 | 202 | 3,52 |
| 9 - Maravilha | 35 | 3 | Regular | 41 | 40 | 202 | 201 | 2,83 |
| 10 - Sta Helena | 35 | 3 | Regular | 53 | 53 | 235 | 235 | 3,49 |
| 11 - Bule | 42 | 4 | Boa | 53 | 53 | 241 | 241 | 3,31 |
| 12 - Cachoeira | 37 | 3 | Regular | 42 | 42 | 184 | 184 | 3,13 |
| 13 - UEL | 34 | 3 | Regular | 50 | 45 | 221 | 214 | 3,12 |
| 14 - IAPAR | 36 | 3 | Regular | 44 | 40 | 163 | 147 | 3,18 |
| 15 - Lago | 24 | 2 | Baixa | 38 | 34 | 155 | 147 | 2,69 |
| 16 - Ceci | 40 | 4 | Boa | 50 | 50 | 203 | 203 | 3,46 |
| 17 - Vinícola | 26 | 2 | Baixa | 45 | 45 | 226 | 223 | 3,26 |
| 18 - Luiz de Sá | 31 | 3 | Regular | 33 | 31 | 148 | 146 | 2,86 |
| 19 - Confepar | 35 | 3 | Regular | 46 | 48 | 192 | 192 | 3,59 |
| 20 - PESF | 41 | 4 | Boa | 52 | 52 | 237 | 237 | 2,98 |
| 21 - Rapadura | 29 | 2 | Baixa | 39 | 39 | 219 | 219 | 2,86 |

A ausência de transecções com integridade excelente poderia ser decorrente da influência da variável 9 que reduziu a pontuação da AER. A ausência de transecções com integridade muito baixa poderia ser influência das variáveis 1 e 3 que elevaram a pontuação da AER e conseqüentemente do IIB. Entretanto mesmo com a exclusão dessas variáveis e adaptando o IIB aos novos valores da AER nenhuma das 21 transecções atingiram a classe de integridade muito baixa e ou de integridade excelente.

O avaliador 2 participou de forma intensiva realizando a AER em 15 dos 21 fragmentos florestais estudados. As pontuações obtidas em suas primeiras avaliações individuais destoaram bastante das pontuações obtidas nas avaliações coletivas sobre o mesmo ponto. Apesar de não possuir experiência na identificação de plantas constatou-se uma evolução em suas avaliações individuais que se aproximaram cada vez mais das pontuações obtidas nas AERs coletivas sobre o mesmo ponto à medida que aumentava o número de AERs realizadas (Figura 9). Ou seja, a influência da falta de experiência na identificação de plantas nas avaliações individuais pode ser reduzida com treinamento intensivo.

Figura 9 - Comparação entre a pontuação média das avaliações individuais do avaliador 2 e a pontuação média das avaliações coletivas sobre o mesmo ponto.



O avaliador 5 realizou a AER em oito dos 21 fragmentos florestais estudados e suas avaliações individuais apresentaram pontuações muito abaixo das obtidas nas AERs coletivas sobre o mesmo ponto.

4 DISCUSSÃO

As curvas de acúmulo de espécies por área indicaram que a área amostral das transecções não foi suficiente para capturar a riqueza da comunidade, porém a área amostral dos inventários fitossociológicos não foi definida com o objetivo de capturar a riqueza da comunidade dos fragmentos florestais e sim fornecer dados pontuais para posterior comparação com os dados da AER.

A matriz de correlação mostrou que não houve correlação significativa entre as oito versões da AER e o Índice de Diversidade de Shannon (h'). A ausência de correlação entre as versões alternativas da AER e o Índice de Diversidade de Shannon pode ser decorrente do próprio comportamento do índice, que sobrevaloriza a riqueza de espécies em amostras pequenas (MAGURRAN, 1988).

As variáveis 1 (cobertura de serapilheira), 3 (gramíneas exóticas) e 9 (figueiras) foram pouco eficientes em discriminar os pontos de observação, sobretudo a variável 3 que mesmo nas transecções instaladas em fragmentos florestais degradados recebeu pontuação máxima de integridade, ou seja foi ausente nas transecções. Os ambientes das florestas tropicais não são favoráveis ao desenvolvimento de gramíneas heliófitas limitando a ocorrência das mesmas nas bordas dos fragmentos florestais (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002). Neste trabalho as transecções foram instaladas na região central dos fragmentos florestais, desta forma a baixa luminosidade no interior dos mesmos quando comparado com áreas abertas impede o desenvolvimento de gramíneas heliófitas exóticas. Entretanto gramíneas exóticas invasoras podem se estabelecer no interior de fragmentos florestais extremamente degradados principalmente nos que sofreram queimadas (JOHNSON; WEDIN, 1997; GASCON et al., 2000; MATOS et al., 2002).

A ineficiência da variável 3 neste trabalho está relacionada à localização e ao estado de conservação das áreas onde as transecções foram instaladas, apesar de algumas transecções apresentarem integridade baixa (avaliação 2 do IIB) nenhuma transecção apresentou integridade muito baixa (avaliação 1 do IIB) indicando degradação extrema. A variável 3 é um parâmetro importante da AER e deve ser sempre considerado mesmo na avaliação de fragmentos florestais conservados, uma vez que as áreas de borda também devem ser amostradas.

A variável 1 (cobertura de serapilheira) recebeu pontuações elevadas variando entre as avaliações de integridade 5 e 4 da AER em todas as 21 transecções, ou seja,

todos os pontos de observação apresentaram camadas espessas de serapilheira independentemente do estado de conservação da área em que foram instalados.

Em fragmentos florestais degradados as árvores típicas da floresta primária são substituídas por espécies pioneiras de crescimento rápido e de baixa longevidade (LAURANCE et al., 2006; MICHALSKI et al., 2007). A menor longevidade e o rápido crescimento das folhas das plantas pioneiras podem contribuir para a formação de uma camada espessa de serapilheira em áreas onde essas espécies são abundantes (VASCONCELOS; LUIZÃO, 2004).

Particularmente em fragmentos de FES degradados, a alta densidade de bambus pode contribuir significativamente para formação de camadas espessas de serapilheira. Áreas com altas densidades de bambu apresentam camadas espessas de serapilheira devido a grande produção e deposição de folhas secas (ZHOU et al., 2005; PANADDA et al., 2010).

Nos fragmentos florestais degradados a maioria das transecções foram instaladas em áreas com altas densidades de bambu associados a trepadeiras formando emaranhados densos no sub-bosque. A associação mais comum na região de Londrina é entre o bambu *Chusquea sp* e a trepadeira *Celtis iguanaea* (SILVEIRA, 2006). Desta forma, a pontuação elevada da variável 1 em transecções instaladas em fragmentos florestais degradados pode ser decorrente da contribuição da alta densidade de bambus.

Nos fragmentos florestais conservados a camada espessa de serapilheira pode estar relacionada com a maior densidade de árvores, maior área basal e maior porte das árvores (SONGWE et al., 1988; WERNECK et al., 2001; VIDAL et al., 2007).

A variável 1 (cobertura de serapilheira) não se mostrou um parâmetro eficiente na avaliação do estado de conservação de fragmentos de FES mesmo sendo de extrema importância ecológica.

A variável 9 (Figueiras) recebeu pontuações baixas variando entre as valorações de integridade 1 e 2 da AER em 17 das 21 transecções, as figueiras não foram detectadas em algumas transecções instaladas no interior de fragmentos florestais conservados e foram detectadas em transecções instaladas em alguns fragmentos florestais degradados.

A presença de figueiras em fragmentos florestais degradados é explicada pelo fato da maioria das espécies de figueiras nativas são pioneiras e secundárias iniciais e ocorrem tanto em florestas secundárias como em florestas primárias (LORENZI, 1998; LORENZI, 2002; RAMOS et al., 2007).

A baixa detecção de figueiras nas transecções instaladas em fragmentos conservados pode ser decorrente de efeitos de amostragem. Primeiramente porque o esforço amostral foi limitado, as transecções foram instaladas ao acaso e podem ter sido instaladas em áreas onde as figueiras não estão presentes simplesmente porque não ocorriam ali desde o início. Outro efeito de amostragem pode está relacionado ao número elevado de indivíduos exigidos para que esta variável receba pontuação elevada sendo necessário mais de três indivíduos adultos detectados no raio de visão do ponto de observação. Levando em consideração que o raio de visão dentro de fragmentos florestais dificilmente ultrapassa 25 metros a detecção de mais indivíduos fica comprometida.

Baseado no comportamento das variáveis da AER em áreas com diferentes graus de integridade biológica podemos inferir um padrão de presença e ausência de atributos ecológicos nas transecções que atingiram uma mesma classe de integridade (tabela 6).

Tabela 7 - Classes de Integridade do IIB, pontuação da AER e atributos ecológicos comuns a transecções que atingiram uma mesma classe de integridade.

| Classes de Integridade do IIB (pontuação da AER) | Atributos ecológicos |
|---|--|
| 5 = Alta (50 – 55) | Nenhuma das 21 transecções atingiram esta classe de integridade. |
| 4 = Boa (40 – 49) | As transecções que atingiram esta classe de integridade apresentaram número reduzido de árvores mortas em pé, ausência de espécies exóticas, quantidade reduzida de emaranhados de cipó, dossel predominantemente fechado e número elevado de espécies de relevância especial. Das cinco transecções que atingiram esta valoração duas transecções estão localizadas no interior das unidades de conservação Parque Estadual Mata dos Godoy - PEMG com aproximadamente 650 hectares (área de referência) e Parque Estadual Mata São Francisco – PESF com aproximadamente 828 hectares. |
| 3 = Regular (30 – 39) | A maioria das transecções que atingiram esta classe de integridade apresentaram grande quantidade de emaranhados de cipó, dossel predominantemente aberto e número reduzido de espécies de relevância especial principalmente orquídeas e indivíduos adultos de palmito e peroba rosa. |
| 2 = Baixa ou ruim (20 – 29) | As transecções que atingiram esta classe de integridade apresentaram grande quantidade de emaranhados de cipó, dossel predominantemente baixo com quantidade considerável de clareiras, presença de espécies exóticas e ausência de indivíduos adultos de palmito e peroba rosa. |
| 1 = Muito baixa (11 – 19) | Nenhuma das 21 transecções atingiram esta classe de integridade. |

A AER proposta neste trabalho foi desenvolvida para avaliar o estado de conservação de fragmentos de floresta Estacional Semidecidual (FES), porém as variáveis escolhidas para compor esta AER são comuns à maioria das florestas tropicais em nível mundial com exceção das variáveis 10 e 11 (palmito e peroba rosa, respectivamente). O caráter universal das variáveis permite que esta AER possa ser adaptada e utilizada para avaliar o estado de conservação de outros ecossistemas de florestas tropicais.

As variáveis selecionadas para compor uma AER devem ser fundamentadas em estudos de longa duração e em inventários científicos detalhados. De maneira geral, as

variáveis devem refletir os diferentes graus de conservação, ser de fácil visualização no campo e a coleta de dados deve ser padronizada para evitar distorções.

4.1 TREINAMENTO

As considerações sobre o desempenho individual dos avaliadores nos permitem afirmar que a AER pode ser aplicada por pessoas sem experiência na identificação de plantas, mas não pode ser aplicada por pessoas sem treinamento prévio.

O treinamento é uma das etapas fundamentais no processo de aplicação da AER, assim como, na aplicação de outros métodos de avaliação rápida (SOBREVILLA; BATH, 1992; SAYRE et al., 2000; ALLEN, 2009; HERLIHY et al., 2009).

Segundo Sayre et al. (2000) o treinamento pode ser feito em forma de seminário que deve ser oferecido pelos cientistas com maior experiência em AER. Este seminário destina-se a oferecer treinamento no uso de técnicas padronizadas de amostragem, formulários de campo e outras atividades técnicas como o estabelecimento de parcelas no campo e a coleta de dados.

Baseado na experiência deste trabalho recomenda-se que o treinamento seja realizado de forma intensiva por meio de aulas teóricas e principalmente aulas de campo. As aulas teóricas servem para que os avaliadores recebam instruções sobre técnicas padronizadas de coleta e análise dos dados e as aulas práticas permite que os avaliadores se familiarize com as variáveis no campo aumentando a eficiência dos avaliadores em . localizar, identificar e estimar as variáveis utilizadas na AER.

Os avaliadores 2, 4, 5, 6 e 7 disseram ter dificuldade na observação das variáveis: outras espécies exóticas (variável 4), figueiras (variável 9) e perobas em regeneração (escala ordinal 2 da variável 11).

As variáveis Cobertura de serapilheira e Eco-unidade (variáveis 1 e 6 respectivamente) apresentaram flutuações entre as avaliações individuais de todos os avaliadores.

As flutuações relacionadas às variáveis 1 e 6 são decorrentes da interpretação subjetiva dos avaliadores, uma vez que estas variáveis não estão relacionadas à detecção de indivíduos e dependem de estimativas visuais de cobertura que variam de avaliador para avaliador.

A variável 3 (gramíneas exóticas) dependem também de estimativas visuais de cobertura e se estivessem presentes nos transecções avaliados provavelmente apresentaria flutuações decorrentes da subjetividade dos avaliadores.

Esses problemas foram minimizados nas avaliações coletivas que além de ter aumentado o nível de detecção das variáveis reduziu a subjetividade nas estimativas visuais por meio de discussões visando o consenso do grupo em relação à pontuação das variáveis.

As limitações da AER estão ligadas principalmente a representatividade das variáveis selecionadas em relação ao ecossistema que se pretende estudar e ao nível de treinamento dos avaliadores.

A AER mostrou ser um método eficiente, cientificamente viável, barato e principalmente rápido. Foram necessários dois dias para realizar o inventário fitossociológico em um único transecção sem contar o tempo gasto na identificação em herbário, neste mesmo período de tempo a AER foi realizada em sete transecções em média.

5 CONCLUSÃO

A AER proposta foi testada e validada e se mostrou um método eficiente para inferir o estado de conservação de fragmentos florestais de FES baseado em bioindicadores da comunidade vegetal. O processo de validação foi fundamental para estabelecer a defensibilidade científica da AER que apresentou correlação positiva com os dados do inventário fitossociológico, considerado um método científico tradicional.

Componentes da comunidade vegetal como a composição de espécies e de grupos funcionais podem ser excelentes bioindicadores de integridade biológica e ecológica. A diversidade de plantas está positivamente relacionada com a diversidade de herbívoros e predadores na cadeia alimentar (HADDAD et al., 2001). A perda de espécies de plantas ou grupos funcionais impactam processos como a produtividade do ecossistema (CARDINALE et al., 2007), ciclagem de nutrientes (HOOPER; VITOUSEK, 1998) e a estabilidade do ecossistema (TILMAN et al., 2006).

A eficiência da AER não está relacionada somente a escolha das variáveis, mas também com o nível de treinamento das pessoas que irão aplicá-la. Portanto, o treinamento prévio dos avaliadores é uma etapa fundamental para aumentar a precisão e a eficiência da AER.

Recomenda-se que AER seja realizada por equipes de três a cinco pessoas treinadas e capacitadas com o objetivo de aumentar o nível de detecção das variáveis e reduzir a subjetividade individual por meio de discussões coletivas visando atingir o consenso do grupo.

A AER possibilita a aquisição de informações ecológicas confiáveis de forma não invasiva, rápida e barata e pode ser adotada por organizações governamentais e não-governamentais engajadas na restauração e conservação de remanescentes florestais.

Segundo Brice e Hughes (2002), O IIB é uma ferramenta quantitativa que facilita a comunicação com o público. Desta forma, sintetizar os dados fornecidos pela AER na forma de um IIB pode facilitar o entendimento de tomadores de decisão e auxiliá-los na aplicação de projetos relacionados a conservação da biodiversidade.

Os métodos de avaliação rápida não substituem estudos de longa duração e inventários científicos mas podem ser utilizados para ampliar a aplicação geográfica desses estudos fornecendo informações complementares confiáveis de áreas adjacentes.

REFERÊNCIAS

- ABATE, T. Environmental rapid-assessment programs have appeal and critics. **Bioscience**, v. 42, n. 7, p. 486-489, jul. 1992.
- AGUILAR, R; GALETTO, L. Effects of forest fragmentation on male and female reproductive success in *Cestrum parqui* (Solanaceae). **Oecologia**, v. 138, n. 4. p. 513–520, dez. 2004.
- ALLEN, C. D. Monitoring Environmental Impact in the Upper Sonoran Lifestyle: A New Tool for Rapid Ecological Assessment. **Environmental Management**, v. 43, n.2. p. 346-356, oct. 2009.
- ANJOS, L. et al. Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na avaliação da Integridade Biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 17, n. 1, p. 28-36, mar. 2009.
- BATALHA, M. A. **Análise da vegetação da AIRE Cerrado Pé-de-Gigante (Santa Rita do Passa Quatro, SP)**. 1997. 179 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1997.
- BIANCHINI, E; R. S. POPOLO; M. C. DIAS & J. A. PIMENTA. Diversidade e estrutura de espécies arbóreas em área alagável do município de Londrina, sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 3, p. 405-419. 2003.
- BLUMENTHAL, D. Interrelated Causes of Plant Invasion. **Science**, v. 310, p. 243-244, oct. 2006.
- BRUNA, E. M. Seed germination in rainforest fragments. **Nature**, v. 402, p. 139-139, nov. 1999.
- BRYCE, S. A; HUGHES, R. M. Development of a Bird Integrity Index: Using Bird Assemblages as Indicators of Riparian Condition. **Environmental management**, v. 30, n. 2, p. 294-310, ago. 2002.
- CARDINALE, B. J. et al. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 46. p. 18123–18128, nov. 2007.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. Colombo: EMBRAPA- CNPF, 1994. 640 p.
- CHAZDON, R. L; COLWELL, R. K; DENSLOW, J. S; GUARRIGUATA, M. R. 1998. **Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of Northeastern of Costa Rica**. In: DALLMEIER, F; COMISKEY, J. A (Eds.). *Forest biodiversity research, monitoring and modeling*. Washington D.C.: Unesco and Pathernon Publishing Group, 1998. p. 285-309.

CHORNESKY, E. A et al. Science Priorities for Reducing the Threat of Invasive Species to Sustainable Forestry. **BioScience**, v. 55, n. 4, p. 335–348, abr. 2005.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's guide and application. 2005. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>> Acesso em: 15 ago. 2010.

COMPTON, S. G; WIEBES, J. T; BERG, C. C. The biology of fig trees and their associated animals. **Jornal of Biogeography**, v. 23, n. 4. p. 405-407, jul. 1996.

CONTE, R; NODARI, R. O; VENCOVSKY, R; REIS, M. S. Genetic diversity and recruitment of tropical palm, *Euterpe edulis* Mart., in a natural population from the Brazilian Atlantic Forest. **Heredity**, v. 91, n. p. 401-406, out. 2003.

CORGOSINHO, P. H. C. et al. Diversidade de habitats e padrões de diversidade e abundância dos bentos ao longo de um afluente do reservatório de Três Marias, MG. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 71, n. 2, p. 227-232, abr. 2004.

CORLETT, R. T; TURNER, I. M. **Long-term survival in tropical forest remnants in Singapore and Hong Kong**. In: LAURANCE W. F; BIERREGARD, R. O. (Eds.). *Tropical Forest Remnants. Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 333-345.

CRONK, Q. B; FULLER, J. L. 1995. **Plant invaders**. London: Chapman and Hall, 1995. p 241.

EHRLINCH, P. R. **The loss of diversity: causes and consequences** . In: WILSON, E. O. (Ed.). *Biodiversity*. Washington, D. C: National Academy Press, 1988. p. 21-27.

ESSEN, P. A; RENHORN, K. E. Edge Effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. **Conservation Biology**, v. 12, n. 6, p. 1307-1317, dez. 1998.

FACCELLI, J.M; PICKETT, S.T.A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, v. 57, n. 1. p. 1-32, jan. 1991.

FAGAN, W. F., P. J. UNMACK, C. BURGESS & W. L. MINCKLEY. Rarity, fragmentation, and extinction risk in desert fishes. **Ecology**, v. 83, n. 12. p. 3250-3256, dez. 2002.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 34, p. 487-515, nov. 2003.

FONSECA, A; BREEDY, O; GAMBOA, C; VARGAS, R; ARONNE, M. 2004. **Rapid Ecological Assessment of the Reefs of Barbareta Island (Honduras) and Proposed Boundaries for a Marine Reserve**. San José: The Summit Foundation and World Wildlife Fund (WWF), 2004. p. 68.

GALETTI, M; FERNANDEZ, J. C. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and the illegal trade. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 2. p. 294–301, abr. 1998.

GARCIA, X; HONG, T; ELLIS, R. H. Seed dormancy and germination of *Ficus lundellii* and tropical forest restoration. **Tree Physiology**, v. 26, n. 1. p. 81–85, out. 2005.

GASCON, C; WILLIAMSON, G. B; FONSECA, G. A. B. Receding Forest Edges and Vanishing Reserves. **Science**, v. 288, n. 5470, p. 1356-1358, mai. 2000.

GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on geographical and environmental gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 75, n. 1. p. 1-34, mai. 1988.

GERWING, J. J. Life history diversity among six species of canopy lianas in an old growth forest of the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 190, p. 57–72, mar. 2004.

GROGAN, J; LANDIS, R. M. Growth history and crown vine coverage are principal factors influencing growth and mortality rates of big-leaf mahogany *Swietenia macrophylla* in Brazil. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 6. p. 1283–1291, out. 2009.

GROMBONE-GUARATINI, M. T; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n.1, p. 769-774, aug.2002.

GRUEL, W. T; PUTZ, F. E. Effects of lianas on growth and regeneration of *Prioria copaifera* in Darien, Panama. **Forest Ecology and Management**, v. 190, n. 1. p. 99-108, mar. 2004.

GUEVARA, S; LABORDE, J; SÁNCHEZ RIOS, G. Rain forest regeneration beneath the canopy of fig trees isolated in pastures of Los Tuxtlas, Mexico. **Biotropica**, v. 36, n. 1. p. 99-108, mar. 2004.

HADDAD, N. M. et al. Contrasting effects of plant diversity and composition on insect communities: a field experiment. **American Naturalist**, v. 158, n. 1. p. 17–35, jul. 2001.

HERLIHY, A. T. et al. An Approach for Evaluating the Repeatability of Rapid Wetland Assessment Methods: The Effects of Training and Experience. **Environmental Management**, v. 44, n. 2. p. 369–377, aug. 2009.

HOOPER, D. U; VITOUSEK, P. M. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. **Ecological Monographs**, v. 68, n. 1. p. 121–149, fev. 1998.

JOHNSON, N. C; WEDIN, D. A. Soil carbon, nutrients and mycorrhizae during conversion of dry tropical forest to grassland. **Ecological Applications**, v. 7, n.1, p. 171–182, fev. 1997.

KAINER, K.A. et al. Liana loads and their association with *Bertholletia excelsa* fruit and nut production, diameter growth and crown attributes. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 2. p. 147-154, fev. 2006.

KAPOS, V; WANDELLI, E; CAMARGO, J. L; GANADE, G. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: LAURANCE, W. F; BIERREGAARD, R. O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 33-44.

KASPARI, M. M; YANOVIK, S. P. Biogeography of litter depth in tropical forests: evaluating the phosphorus growth rate hypothesis. **Functional Ecology**, v. 22, n. 5. p. 919–923, jul. 2008.

- KENTULA, M. E. Monitoring wetlands at the watershed scale. **Wetlands**, v. 27, n. 3. p. 412–415, set. 2007.
- KINNAIRD, M.F; O'BRIEN, T.G; SURYADI, S. Population fluctuation in Sulawesi Red - Knobbed Hornbills: tracking figs in space and time. **Auk**, v. 113, n. 2. p. 431-440, abr. 1996.
- KOOP, H; RIJKSEN, H; WIND, J. Tools to diagnose forest integrity: an appraisal method substantiated by silvi-star assessment of diversity and forest structure. In: BOYLE, T. J. B; BOONTAWEE, B. **Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests**. Bogor: CIFOR/IUFRO, 1994. p. 309-334.
- LAURANCE, W. F. et al. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian Forest Fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, n. 50. p. 19010-19014, dez. 2006.
- LAURANCE, W.F. et al. Rain Forest fragmentation and structure on Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1. p.105-116, jan. 2001.
- LAURANCE, W. F. et al. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, p. 836-836, abr. 2000.
- LAWRENCE, D. Regional-Scale Variation in Litter Production and Seasonality in Tropical Dry Forests of Southern Mexico. **Biotropica**, v. 37, n. 4, p. 561-570, dec. 2005.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 1. ed. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1998. v. 1 (volume citado)
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 2. ed. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2002. v. 2 (volume citado)
- LOVEJOY, T.E. et al. **Edge and other effects of isolation on amazon forest fragments**. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation Biology: The science of scarcity and diversity**. Massachusetts: Sinauer Sunderland, 1986. p. 257-285.
- LUGO, A.E; SCATENA, F.N. Epiphytes and climate change research in the Caribbean: a proposal. **Selbyana**, v. 13, p. 123-130. 1992.
- MACHADO, R. A; BERNARDE, P. S; MORATO, S. A. A; ANJOS, L. dos. Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no Município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, p. 997-1004. 1999.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological Diversity and its Measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988. p. 178.
- MATOS, D. M. S; SANTOS, C. J. F & CHEVALIER, D. R. Fire and restoration of the largest urban forest of the world in Rio de Janeiro City, Brazil. **Urban Ecosystems**, v. 6, n. 3. p. 151–161, set. 2002.
- MESQUITA, R.C.G., DELAMÔNICA, P; LAURANCE, W.F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2. p. 129-134, dez. 1999.

- MICHALSKI, F; NISHI, I; PERES, C. A. Disturbance mediated drift in tree functional groups in Amazonian Forest Fragments. **Biotropica**, v. 39, n. 6. p. 691-701, nov. 2007.
- MORATO, E. F; AMARANTE, S. T; SILVEIRA, O. T. Avaliação ecológica rápida da fauna de vespas (Hymenoptera: Aculeata) do Parque Nacional da Serra do Divisor, Acre, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, p. 789-798, dez. 2008.
- MYERS, N; MITTERMEIER, R. A; MITTERMEIER, C. G; FONSECA, G. A. B; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, fev. 2000.
- NADKARNI, N. M. The conservation of epiphytes and their habitats: summary of a discussion at the international symposium on the biology and conservation of epiphytes. **Selbyana**, v. 13, p. 140-142. 1992.
- NADKARNI, N.M. An ecological overview and checklist of vascular epiphytes in the Monteverde cloud forest reserve, Costa Rica. **Brenesia**, v. 24, p. 55-62. 1985.
- NASCIMENTO, H. E. M; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 2, p 183–192, jun. 2006.
- NAYLOR, R. L. **The economics of Alien Species Invasions**. In: MOONEY, H. A; HOBBS, R. J. Invasive Species in a Changing World. 3. ed. Washington: Island Press. 2000. p. 241-260.
- OBERBAUER, S. F; KLEIST, K. V. III; WHELAN, K. R.T. & KOPTUR, S. Effects of hurricane Andrew on epiphyte communities within cypress domes of Everglades national Park. **Ecology**, v. 77, n. 3, p. 964-967, abr. 1996.
- OCHOA, G. J; BEVILACQUA, M & GARCIA, F. Evaluación ecológica rápida de las comunidades de mamíferos en cinco localidades del Delta del Orinoco, Venezuela. **Interciencia**, v. 30, n. 8, p. 466-475, ago. 2005.
- ORTAZ, M; MACHADO-ALLISON, A. & CARRILLO, V. Evaluación ecológica rápida de la ictiofauna en cinco localidades del delta del río Orinoco, Venezuela. **Interciencia**, v. 32, n. 9, p. 601-609, set. 2007.
- PANADDA, L; STEIN, R. M; ØRJAN, T. Bamboo dominance reduces tree regeneration in a disturbed tropical forest. **Oecologia**, v. 165, n. 1. p. 161-168, jan. 2011.
- PIERCE, S; CERIANI, R. M; VILLA, M; CERABOLINI, B. Quantifying Relative Extinction Risks and Targeting Intervention for the Orchid Flora of a Natural Park in the European Prealps. **Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p. 1804–1810, dez. 2006.
- PIZO, M. A; SIMÃO, I. Seed deposition patterns and the survival of seeds and seedlings of the palm *Euterpe edulis*. **Acta Oecologica**, v. 22, n. 4. p. 229–233, jul. 2001.
- PRIMACK, R. B; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001. 328 p.
- PUTZ, F. E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 65, n. 6. p. 1713–1724, dez. 1984.

- RADFORD, I. J; GRICE, A. C; ABBOTT, B. N; NICHOLAS, D. M; WHITEMAN, L. Impacts of changed fire regimes on tropical riparian vegetation invaded by an exotic vine. **Austral Ecology**, v. 33, n. 2. p. 151–167, abr. 2008.
- RAMANKUTTY, N & FOLEY, J. A. Characterizing patterns of global land use: An analysis of global croplands data. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 12, n. 4, p. 667-685, dez. 1998.
- RAMOS, V. et al. **Árvores da Floresta Estacional Semidecidual**: guia de identificação de espécies. São Paulo: EDUSP, 2007. 320 p.
- REGINA, S. I. Litter fall, decomposition and nutrient release in three Semi-arid forests of the Duero basin, Spain. **Forestry**, v. 74, n. 4, p. 347-358. 2001.
- REIS, A; KAGEYAMA, P. Y. Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* Martius Palmae. **Sellowia**, v. 49, n. 52, p. 60-92. 2000.
- RICHARDS, P.W. **The Tropical Rain Forest: An Ecological Study**. 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. 600 p.
- SANTOS, J. U. et al. Vegetação da área de proteção ambiental Jobotitiua-Jatium. Município de Viseu, Pará, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 33, n. 3, p. 431-444, jul. 2003.
- SAYER, E. J. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. **Biological Reviews**, v. 81, n. 1. p. 1–31. 2006
- SAYRE, R. et al. **Nature in Focus: Rapid Ecological Assessment**. Arlington: Island Press, 2000. 194 p.
- SCHNITZER, S. A; DALLINGAND, J. W; CARSON, W. P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative path way of gap-phase regeneration. **Jornal of Ecology**, v. 88, n. 4. p. 655–666, ago. 2000.
- SELAYA, N.G. et al. Above-ground Biomass Investments and Light Interception of Tropical Forest Trees and Lianas Early in Succession. **Annals of Botany**, v. 99, n. 1. p. 141–151, jan. 2007.
- SHANAHAN, M; COMPTON, S.G; CORLETT, R. Fig-eating by vertebrate frugivores: a global review. **Biological Reviews**, v. 76 n.4, p. 529-572, nov. 2001.
- DIAS, M. C; VIEIRA, A. O. S; NAKAJIMA, J. N; PIMENTA, J. A; LOBO, P. C. Composição florística e fitossociologia do componente arbóreo das florestas ciliares do rio Iapó, na bacia do rio Tibagi, Tibagi, PR. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 21, n.2, p.183-195, ago. 1992.
- SILVEIRA, S. **A vegetação do Parque Estadual Mata dos Godoy**. In: TOREZAN, J. M. D. (Org.). Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy. Londrina: Itedes, 2006. p. 19-27.
- SOARES-SILVA, L. H; K. K. KITA & F. C. SILVA. Fitossociologia de um trecho de floresta de galeria no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Pr, Brasil. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, v.3, p. 46-62. 1998.

SOBREVILA, C; BATH, P. **Evaluación Ecológica Rápida: Un Manual para Usuarios de América Latina y el Caribe**. Arlington: The Nature Conservancy, 1992. 232 p.

SONGWE, N. C; FASEHUN, F. E; OKALI, D.U.U. Litterfall and productivity in a tropical rain forest, Southern Bankundu Forest, Cameroon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 4, n. 1. p. 25-37, fev. 1988.

SOSA, V; PLATAS, T. Extinction and persistence of rare orchids in Veracruz, Mexico. **Conservation Biology**, v. 12 n.2, p. 451-455, abr. 1998.

SOULÉ, M. E; ALBERTS, A. C; BOLGER, D. T. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. **Oikos**, v. 63, n. 1. p. 39-47, fev. 1992.

STAPANIAN, M. A; WAITE, T. A; KRZYS, G; MACK, J. J; MICACCHION, M. Rapid assessment indicator of wetland integrity as an unintended predictor of avian diversity. **Hydrobiologia**, v. 520, n. 1. p. 119-126. 2004.

STEIN, E. D. et al. Validation of a wetland rapid assessment method: use of EPA'S level 1-2-3 framework for method testing and refinement. **Wetlands**, v. 29, n. 2, p. 648-665, jun. 2009.

STOUFFER, P. C; BIERREGAARD, R. O. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonia Brazil. **Conservation Biology**, v. 9, n. 5. p. 1085-1094, out. 1995.

SUTULA, M.A. et al. A Practical Guide for the Development of a Wetland Assessment Method: The California Experience. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 42, n. 1. p. 157-175, fev. 2006.

TABARELLI, M; MANTOVANI, W; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2. p. 119-127, dez. 1999.

TERBORGH, J; LOPES, L; TELLO, J; YU, D; BRUNI, A. R. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. In: LAURANCE, W; BIERREGAARD F. R. O. (Eds.). **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Landscape**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 256-274.

TILMAN, D; MAY, R. M; LEHMAN, C. L; NOWAK, M. A. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, v. 371, p. 65-66, set. 1994.

TILMAN, D; REICH, P. B; KNOPS, J. M. H. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. **Nature**, v. 441, p. 629-632, jun. 2006.

TOREZAN, J. M. D. Nota sobre a vegetação da bacia do Rio Tibagi. In: MEDRI, M. E; BIANCHINI, E; SHIBATTA, O. A; PIMENTA, J. A. (Eds.). **A bacia do Rio Tibagi**. 2. ed. Londrina, 2002. p. 103-107.

TOREZAN, J. M. D. **Fragmentação Florestal e Prioridades para a Conservação da Biodiversidade**. 2003. 106 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2003.

TURNER, I. M; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 8, p. 330-333, ago. 1996.

TURNER, I. M. et al. A study of plant species extinction in Singapore: Lessons for the conservation of tropical biodiversity. **Conservation Biology**, v. 8, n. 3, p. 705-712, set. 1994.

VASCONCELOS, H. L; LUIZÃO, F. J. Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian Landscape. **Ecological Applications**, v. 14, n. 3. p. 884-892, jun. 2004.

VIANA, V. M. Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensamente cultivadas. In: **Abordagens interdisciplinares para a conservação da Biodiversidade e Dinâmica do Uso da Terra no Novo Mundo**. Gainesville: Conservation International do Brasil/Universidade Federal de Minas Gerias/ University of Florida, 1995. p.135-154.

VIANA, V. M; TABANEZ, A. A. J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian atlantic moist forest. In: SCHELLAS, J; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. 2. ed. Washington D. C: Island Press, 1996. p. 151-167.

VIANA, V. M; TABANEZ, A. A. J; BATISTA, J. L. F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian atlantic moist forest. In: LAURANCE, W. F; BIERREGARD, R. **O. Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. 2. ed. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 351-365.

VIDAL, M. M; PIVELLO, V. R; MEIRELLES, S. T; METZGER, J. P. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 3, p. 521-532, jul. 2007.

WERNECK, M. S; PEDRALLI, G; GIESEKE, L. F. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 2. p. 195-198, jun. 2001.

ZHOU, B; FU, M; XIE, J; YANG, X; LI, Z. Ecological functions of bamboo forest: research and application. **Jornal Forest Restoration**, v. 16, n. 2. p. 143-147, jun. 2005.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Espécies listadas nos 21 transecções amostrados. Espécies exóticas estão assinaladas com um asterisco (*), espécies alóctones estão assinaladas com dois asteriscos (**). As espécies foram agrupadas em famílias de acordo com o definido pela APG III.

| Família | Espécies |
|-------------------|---|
| Achantaceae | <i>Justicia brasiliana</i> W. Roth. |
| Anacardiaceae | <i>Astronium graveolens</i> Jacq. <i>Mangifera indica</i> * |
| Annonaceae | <i>Annona cacans</i> WARM. <i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Mart. |
| Apocynaceae | <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> M. Arg. <i>Aspidosperma polyneuron</i> M. Arg. <i>Peschiera fuchsiaefolia</i> Miers <i>Rauvolfia sellowii</i> Mull. Arg |
| Araliaceae | <i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm; Frodin. |
| Arecaceae | <i>Euterpe edulis</i> Mart. <i>Geonoma elegans</i> Mart. <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman |
| Asparagaceae | <i>Dracaena fragrans</i> (L.) Ker-Gawl.* |
| Bignoniaceae | <i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart. <i>Jacaratia spinosa</i> (Aubli) A. DC. <i>Tecoma stans</i> (L.) Kunth* <i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bur |
| Bombacaceae | <i>Ceiba speciosa</i> A. St.-Hil. |
| Boraginaceae | <i>Cordia ecalyculata</i> Vell. <i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud. <i>Patagonula americana</i> L. |
| Cannabaceae | <i>Trema micrantha</i> (L.) Blume. |
| Cardiopteridaceae | <i>Citronella paniculata</i> (Mart) Howard |
| Caricaceae | <i>Carica papaya</i> L.* <i>Jacaratia spinosa</i> (Aubli) A. DC. |
| Celastraceae | <i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. Ex.Reiss. |

| | |
|------------------|---|
| Cecropiaceae | <i>Cecropia glaziovi</i> Snethlage <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul |
| Chrysobalanaceae | <i>Moquilea tomentosa</i> Benth |
| Elaeocarpaceae | <i>Sloanea monosperma</i> Vell. |
| Erythroxylaceae | <i>Erithroxylum</i> sp |
| Euphorbiaceae | <i>Actinostemon concolor</i> Müll.Arg. <i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. <i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg. <i>Croton floribundus</i> Spreng. <i>Manihot grahamii</i> Hook. <i>Pachystroma longifolium</i> (Ness) I. M. Johnst. <i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax <i>Sebastiana commersoniana</i> (Bail) L. B. Sm; Down |
| Fabaceae | <i>Bauhinia forficata</i> Link. |
| Caesalpinioideae | <i>Caesalpinia ferrea</i> Mart. Ex . <i>Cassia ferruginea</i> (W. Schrad. Ex DC. <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. <i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf* <i>Holocalyx balansae</i> Micheli <i>Hymenaea courbaril</i> L. var. <i>Schizolobium parahyba</i> , (Vell.) S.F. Blake** <i>Senna</i> sp |
| Fabaceae | |
| Mimosoideae | <i>Albizia niopoides</i> (Benth.) Burkart var. <i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record <i>Acacia mearnsii</i> De Wild. <i>Acacia polyphilla</i> DC. <i>Anadenathera colubrina</i> (Vell.) Brenan <i>Inga marginata</i> Willd. <i>Inga sessilis</i> Mart. <i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan <i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr. |

| | |
|-----------------|--|
| Fabaceae | |
| Papilionoideae | <i>Centrolobium tomentosus</i> Guillemain ex Benth <i>Dalbergia brasiliensis</i> Vog <i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton <i>Dalbergia Villosa</i> (Benth.) Benth. <i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth. <i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl. <i>Lonchocarpus subglaucescens</i> Mart. ex Benth. <i>Machaerium nictans</i> Benth <i>Machaerium paraguariensis</i> Hassl. var. <i>Machaerium stiptatum</i> (DC.) Vogel. <i>Myrocarpus frondosus</i> Fr. Allem.(Incienso) |
| Hypericaceae | <i>Vismia</i> sp |
| Lamiaceae | <i>Aegiphila selowiana</i> Cham. <i>Vitex cymosa</i> Bert. |
| Lauraceae | <i>Cinnamomum amoenum</i> (Well & Mart)* <i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng) J. F. Macbr <i>Lauraceae</i> sp <i>Nectandra lanceolata</i> Nees et Mart. ex Nees. <i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez <i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn) Mez <i>Ocotea divaricata</i> (Nees) <i>Ocotea elegans</i> Mez <i>Ocotea indecora</i> (Schatt) Mez <i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees. <i>Ocotea silvestris</i> Vattimo - Gil <i>Persea americana</i> Mill.* <i>Persea major</i> Kopp |
| Malvaceae | <i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook; Arn.) Hassler <i>Heliocarpus americanus</i> L |
| Melastomataceae | <i>Miconia discolor</i> DC. <i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin <i>Miconia tristis</i> Spring |

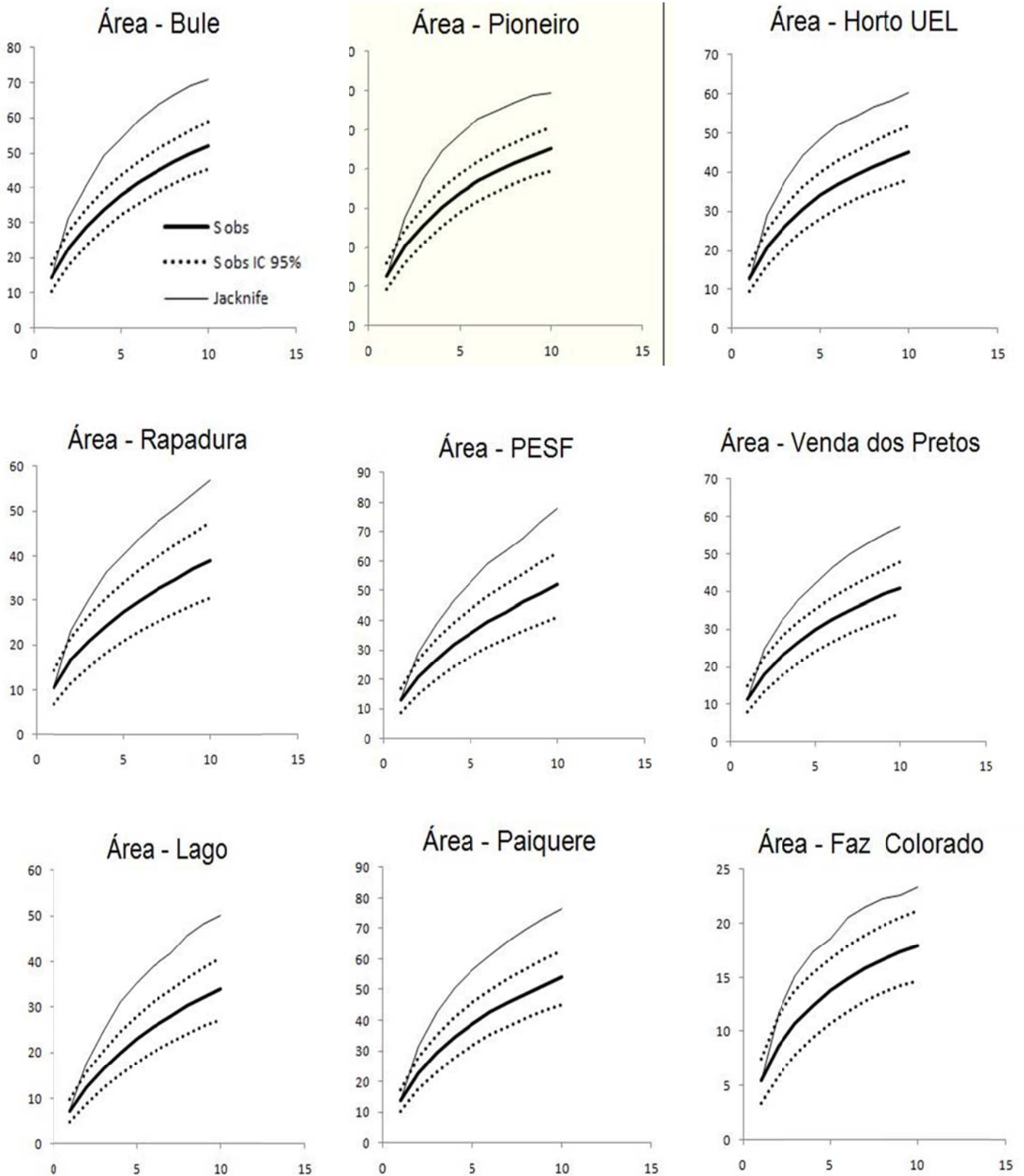
| | |
|-------------|--|
| | <i>Tibouchina granulosa</i> Cogn**. |
| Meliaceae | <i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) <i>Cedrela fissilis</i> Vell. <i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer <i>Guarea kuntiana</i> A. Juss <i>Guarea macrophylla</i> Vahl. <i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.* <i>Trichilia casaretti</i> C.DC. <i>Trichilia catigua</i> A.Juss. <i>Trichilia clausenii</i> C. DC. <i>Trichilia elegans</i> A. Juss. <i>Trichilia pALLENS</i> C. DC <i>Trichilia pallida</i> Sw. |
| Monimiaceae | <i>Mollinedia clavigera</i> Tul. |
| Moraceae | <i>Ficus glabra</i> Vell. <i>Ficus guaratinica</i> Schodat. <i>Ficus insipida</i> Willd. <i>Ficus</i> sp <i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud. <i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer |
| Myrtaceae | <i>Calyptranthes grandifolia</i> Berg. <i>Calyptranthes tricoma</i> Legr. <i>Campomanesia guaviroba</i> (A. P de Candolle) Kiaersk <i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg <i>Campomanesia xanthocarpa</i> Berg <i>Eugenia handroana</i> D. Legrand <i>Eugenia lanceolata</i> Berg. <i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral <i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand <i>Eugenia uniflora</i> L.** <i>Eugenia verrucosa</i> Legr. <i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg <i>Myrcia heloipetala</i> D. C. |

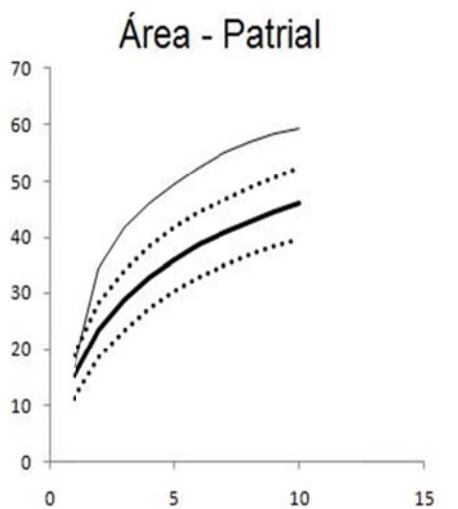
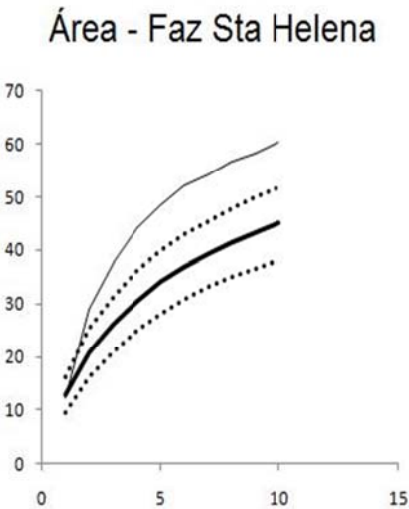
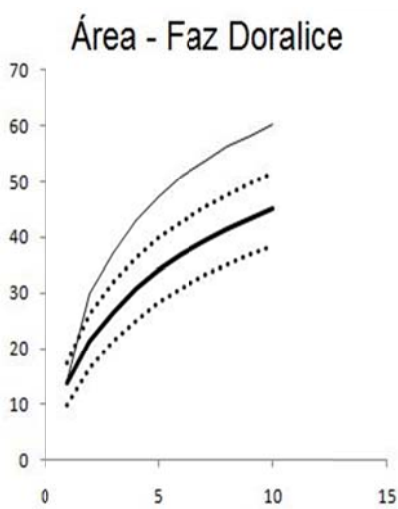
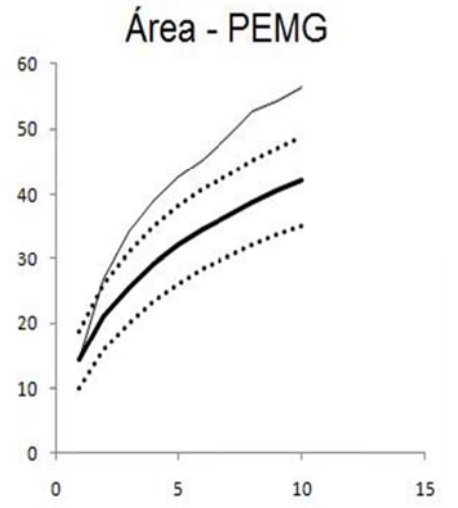
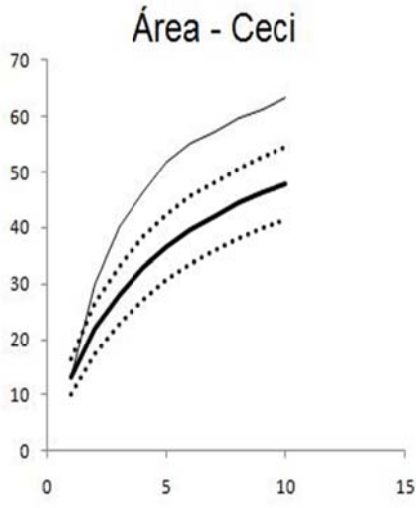
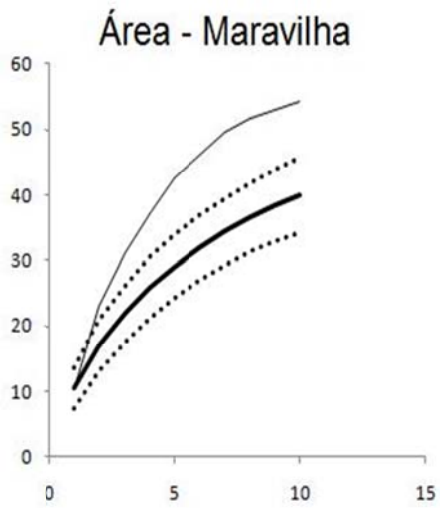
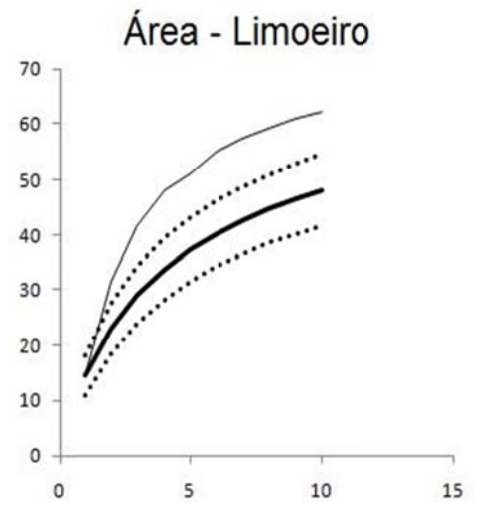
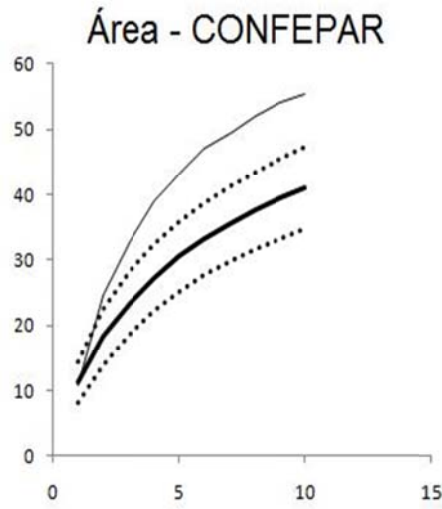
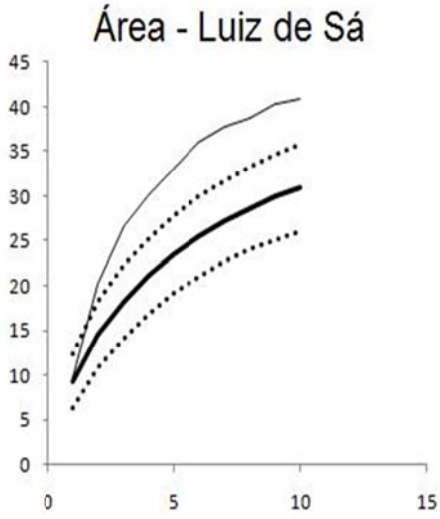
| | |
|----------------|--|
| | <i>Myrciaria floribunda</i> (West ex Willdenow) Berg |
| Nyctaginaceae | <i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd. <i>Guapira opposita</i> (Vell) Reitz |
| Picramniaceae | <i>Picramnia parviflora</i> Engl. |
| Phytolaccaceae | <i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms |
| Phyllanthaceae | <i>Margaritaria nobilis</i> L. f. |
| Piperaceae | <i>Piper amalago</i> (Jacq) Yuncker <i>Piper arboreum</i> Aubl. <i>Piper hispidum</i> Sw. |
| Polygonaceae | <i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn. |
| Primulaceae | <i>Myrsine umbellata</i> Mart. |
| Rhamnaceae | <i>Colubrina glandulosa</i> Perkins |
| Rosaceae | <i>Prunus sellowii</i> Koehne |
| Rubiaceae | <i>Alseis floribunda</i> Schott <i>Palicourea macrobotrys</i> Ruiz & Pavon <i>Psychotria myriantha</i> müll arg. <i>Rudgea jasminoides</i> Müll.Arg. |
| Rutaceae | <i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl. <i>Citrus</i> sp* <i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem. <i>Zanthoxylum hyemale</i> A. St. - Hill. <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. |
| Salicaceae | <i>Casearia gossypiosperma</i> Briq <i>Casearia sylvestris</i> Sw. <i>Prockia crucis</i> L. |
| Sapindaceae | <i>Allophyllus edulis</i> (A. St.-Hil. et al.) Radlk. <i>Cupania vernalis</i> Cambess <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. |
| Sapotaceae | <i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook; Arn.) Radlk <i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart; Eichler) Engl. <i>Chrysophyllum</i> sp** <i>Pouteria beaurepairei</i> (Glaziau & Rauk) Baehni |
| Solanaceae | <i>Cestrum amictum</i> Schltld |

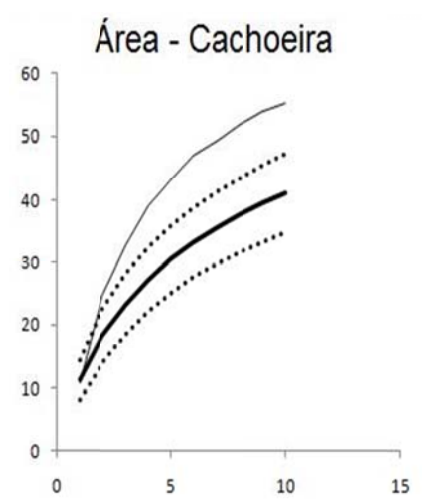
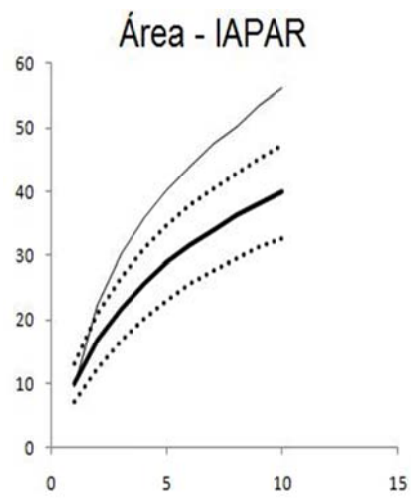
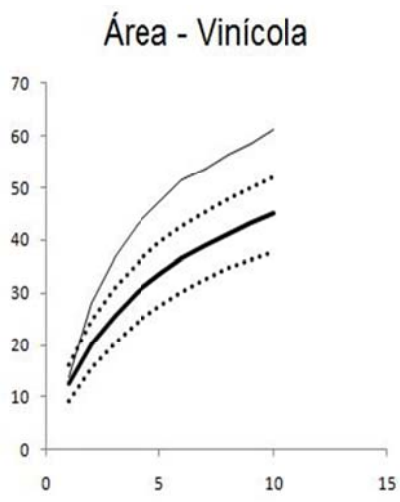
| | |
|-------------|--|
| | <i>Cestrum corymbosum</i> Var. <i>Hirsutum</i> |
| | <i>Cestrum intermedium</i> Sendtn. |
| | <i>Solanum argenteum</i> Dunal ex Poir. |
| | <i>Solanum guaraniticum</i> A ST- Hil |
| | <i>Solanum mauritianum</i> Scop. |
| Urticaceae | <i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd. |
| Verbenaceae | <i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss. |
| Violaceae | <i>Hybanthus bigibbosus</i> (A.St.-Hil.) Hassl |

APÊNDICE B

Curvas de acúmulo de espécies por área produzidas a partir da riqueza observada (Sobs), e do estimador de riqueza Jackknife (Estimador baseado na incidência). Sobs = riqueza observada, Sobs IC 95% = intervalos de confiança.

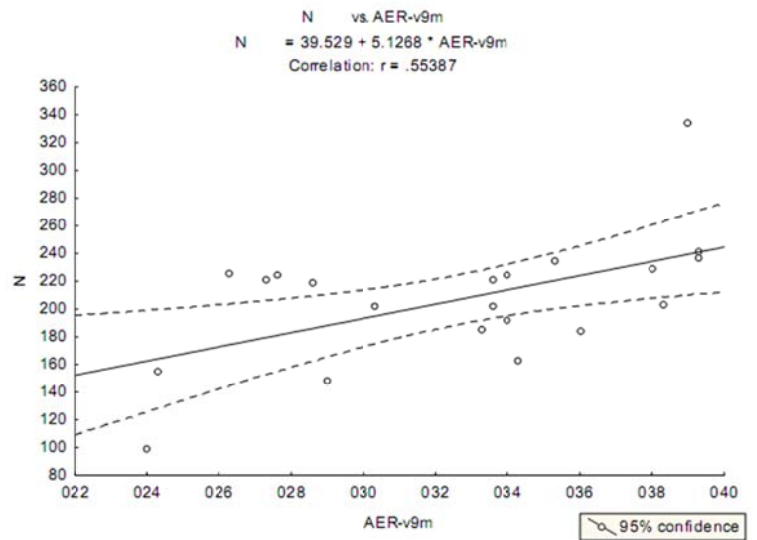
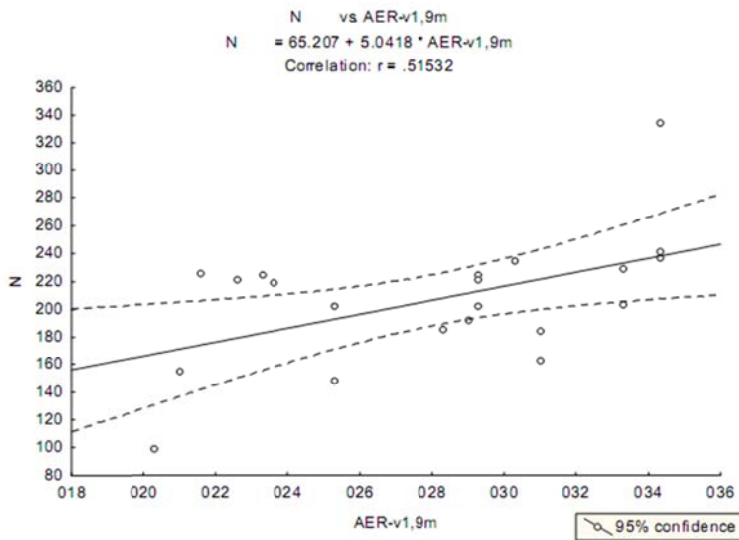
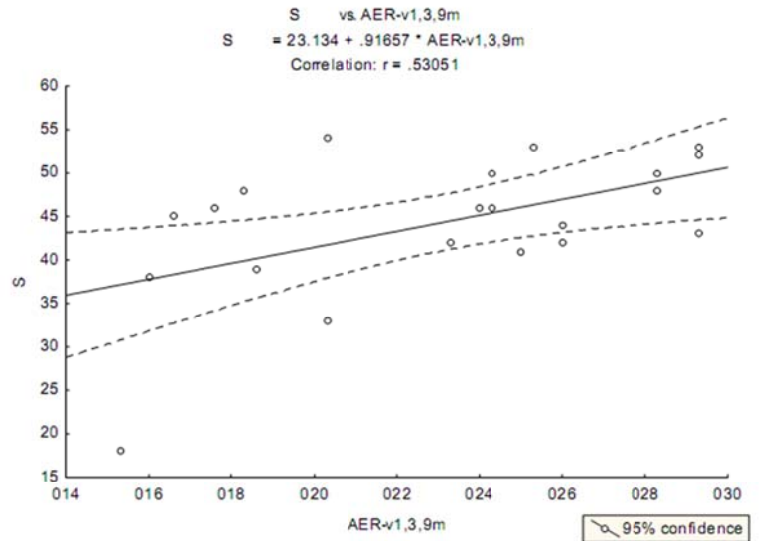
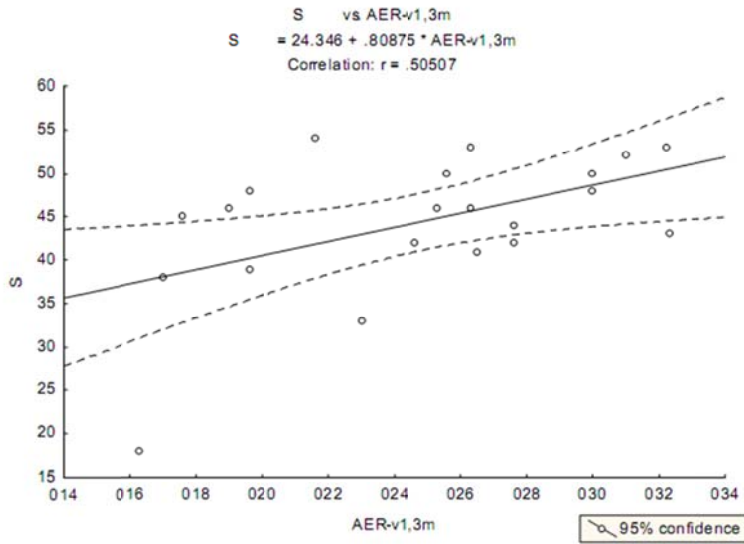




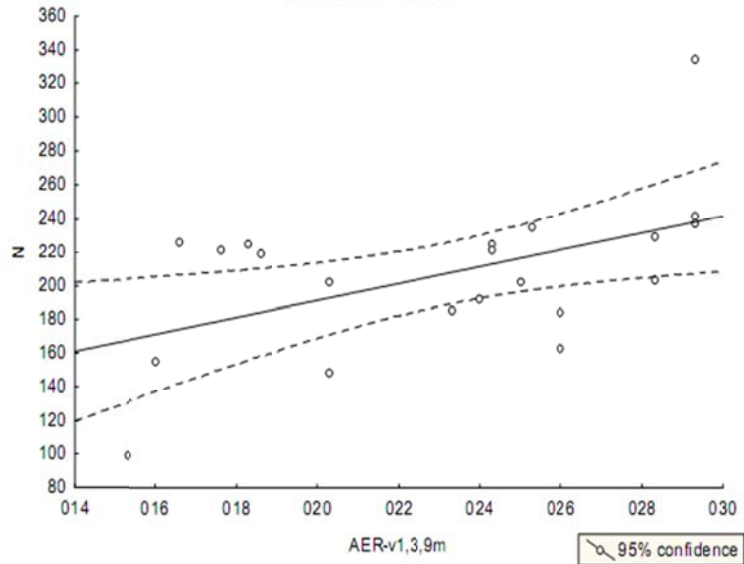


APÊNDICE C

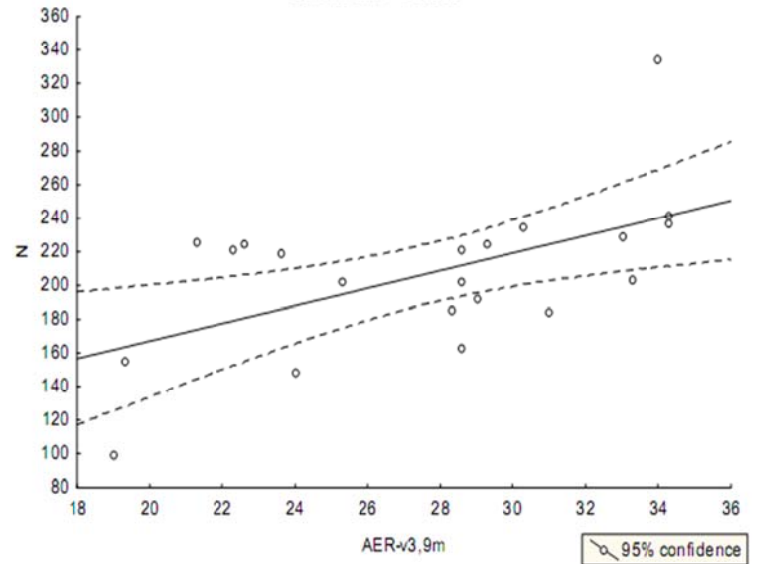
Gráficos de regressão linear das relações entre as sete versões alternativas da AER e medidas de riqueza total de espécies (S), riqueza de espécies nativas (S-nat), abundância total de espécies (N) e abundância de espécies nativas (N-nat). Linhas tracejadas representam um intervalo de confiança de 95%.



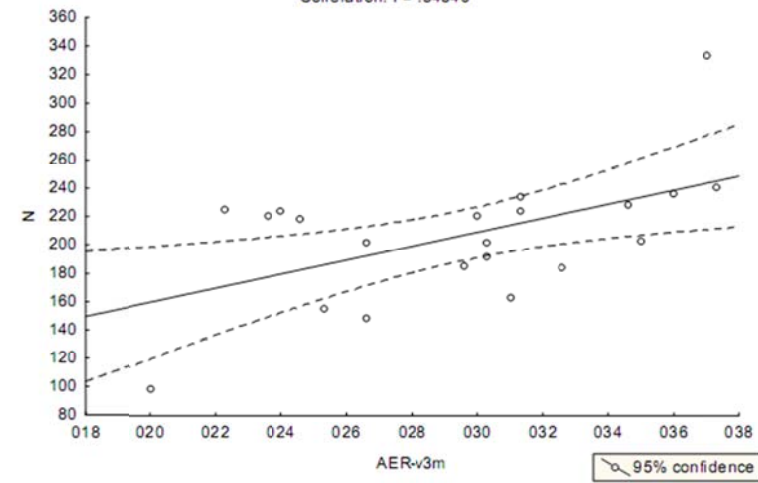
N vs AER-v1,3,9m
 $N = 90.996 + 5.0095 \cdot \text{AER-v1,3,9m}$
 Correlation: $r = .51328$



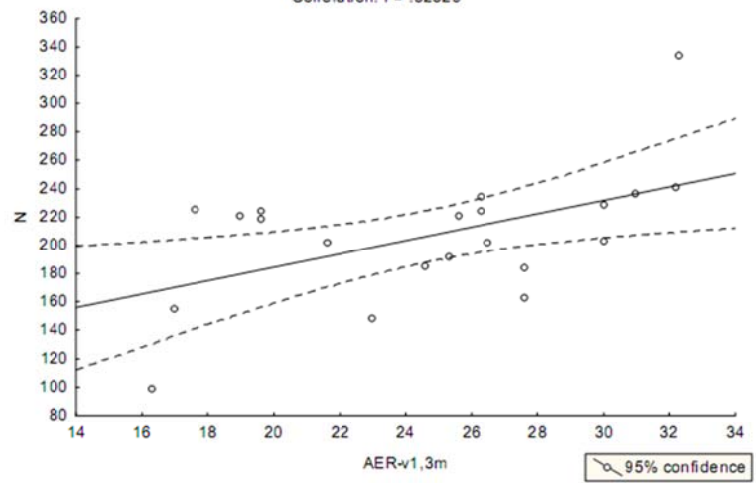
N vs AER-v3,9m
 $N = 62.967 + 5.2098 \cdot \text{AER-v3,9m}$
 Correlation: $r = .56230$



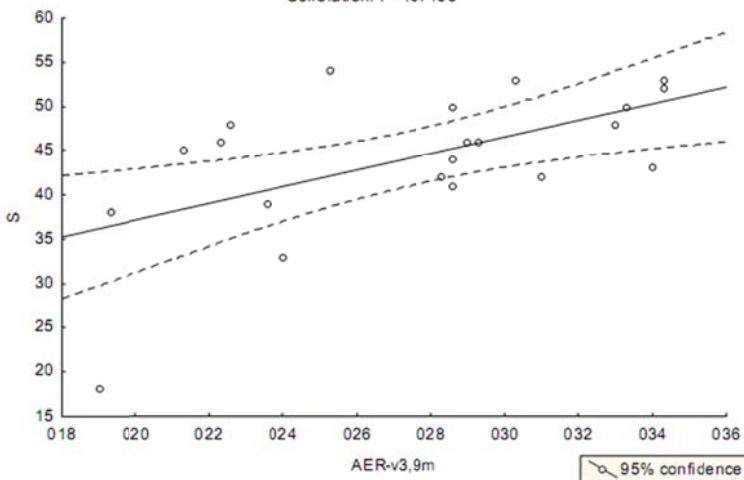
N vs AER-v3m
 $N = 60.100 + 4.9764 \cdot \text{AER-v3m}$
 Correlation: $r = .54346$



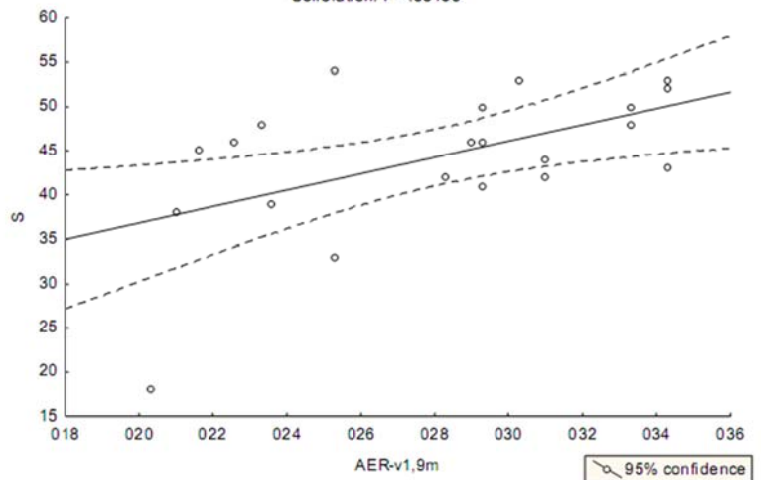
N vs AER-v1,3m
 $N = 89.426 + 4.7515 \cdot \text{AER-v1,3m}$
 Correlation: $r = .52529$



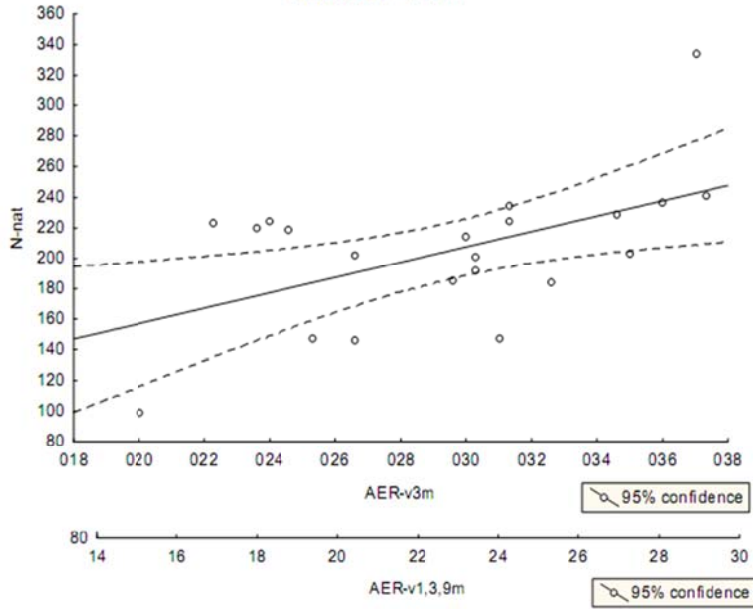
S vs AER-v3,9m
 $S = 18.288 + .94303 \cdot \text{AER-v3,9m}$
 Correlation: $r = .57496$



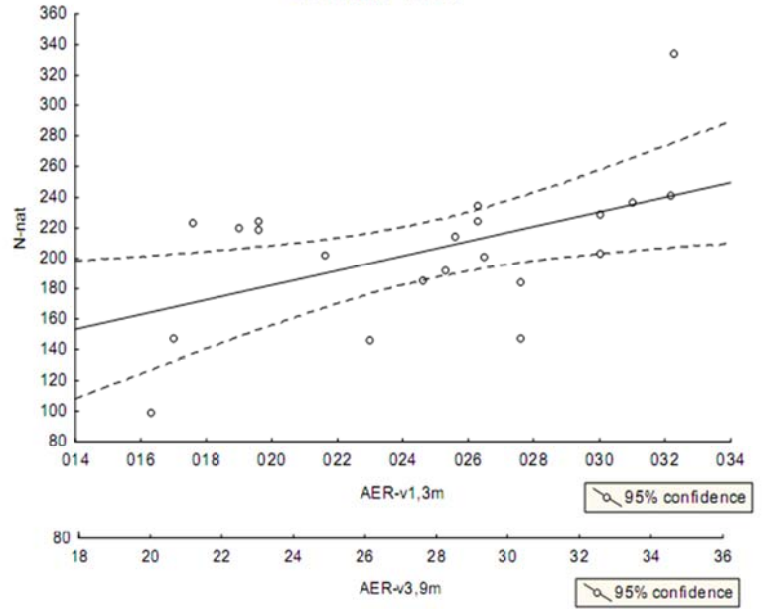
S vs AER-v1,9m
 $S = 18.307 + .92638 \cdot \text{AER-v1,9m}$
 Correlation: $r = .53488$



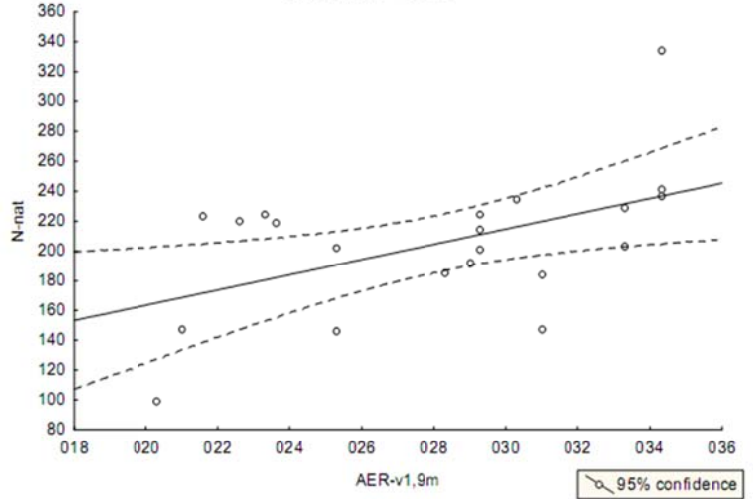
N-nat vs. AER-v3m
 $N\text{-nat} = 56.040 + 5.0527 * AER\text{-v3m}$
 Correlation: $r = .53636$



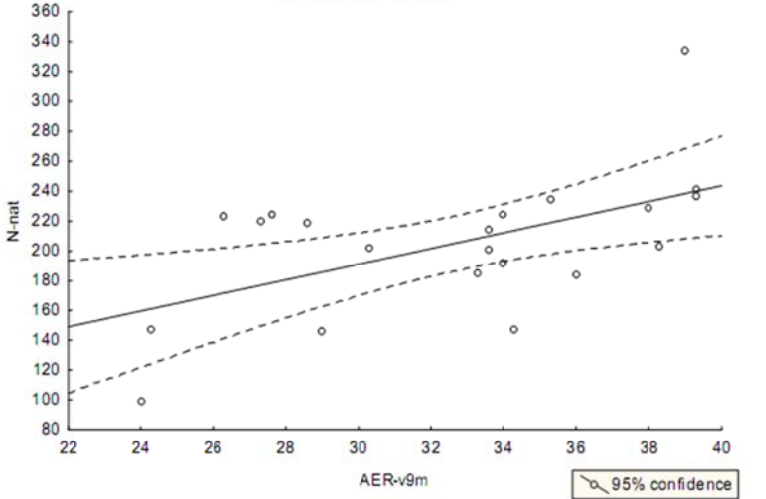
N-nat vs AER-v1,3m
 $N\text{-nat} = 85.786 + 4.8256 * AER\text{-v1,3m}$
 Correlation: $r = .51856$



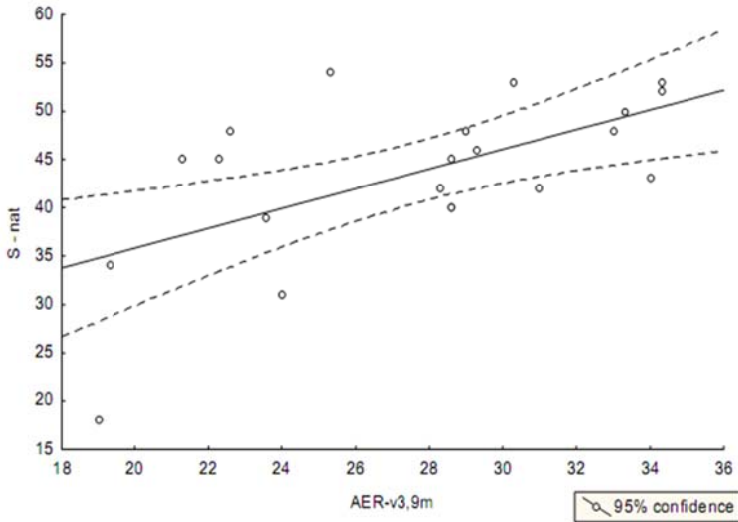
N-nat vs. AER-v1,9m
 $N\text{-nat} = 61.399 + 5.1129 * AER\text{-v1,9m}$
 Correlation: $r = .50798$



N-nat vs. AER-v9m
 $N\text{-nat} = 33.457 + 5.2574 * AER\text{-v9m}$
 Correlation: $r = .55209$



S - nat vs. AER-v3,9m
 $S\text{-nat} = 15.385 + 1.0223 * AER\text{-v3,9m}$
 Correlation: $r = .59913$



S - nat vs. AER-v1,9m
 $S\text{-nat} = 16.157 + .97747 * AER\text{-v1,9m}$
 Correlation: $r = .54252$

