

“Determinação do nível de Integridade Ambiental de fragmentos florestais do norte do Paraná com base em dados de campo de Vertebrados Terrestres”

Autor: Luiz dos Anjos

INTRODUÇÃO:

Paisagens fragmentadas tendem a abrigar um número mais restrito de espécies, especialmente de Vertebrados Terrestres. Na verdade, a fragmentação de habitat, especialmente o florestal, tem sido uma das principais causas para a extinção local de espécies (e.g. Davies et al. 2000; Laurance 2010). Porém a fragmentação florestal não atua homogeneamente entre as espécies, podendo ser reconhecíveis espécies mais propensas a serem extintas do que outras (e.g. Henle et al. 2004; Purvis et al. 2000). Por exemplo, espécies que tem dificuldade em sobreviver no habitat matriz (a região no entorno dos fragmentos) tendem a ser mais sensíveis do que outras (Gascon et al. 1999; Sekercioglu et al. 2002; Ribon et al. 2003; Anjos 2004).

As matrizes são de extrema importância na evolução da dinâmica dos fragmentos o que influencia as comunidades. Elas fornecem um filtro para a movimentação das espécies pela paisagem, onde o tipo de vegetação que a compõe determina o quão seletiva ela se tornará (Gascon et al. 1999).

Dentro desta perspectiva, avaliar os níveis de sensibilidade das espécies à fragmentação florestal em diferentes paisagens se torna importante para o desenvolvimento de programas específicos de restauração ambiental. Nestes programas ferramentas importantes que evitam a extinção de espécies são, por exemplo, os corredores florestais e as áreas de amortecimento, os quais aumentam a conectividade da paisagem, auxiliando espécies florestais a persistirem (Awade e Metzger 2008; Martensen et al. 2008; Boscolo e Metzger 2011).

Entretanto a construção de corredores ou áreas de amortecimento demandam um alto custo, tanto financeiro como de tempo. Por isto detectar áreas mais propensas a estas ferramentas de manejo se mostra bastante importante. No norte do Estado do Paraná houve um forte processo de desmatamento que resultou em uma paisagem florestal altamente fragmentada. A ocupação do habitat matriz tem sido feita principalmente com a agricultura. Vários estudos desenvolvidos na região sul da cidade de Londrina demonstraram os efeitos da fragmentação florestal na avifauna (Anjos 2001, 2004, 2006; Anjos et al. 2009, 2011). A região sul de Londrina, embora fragmentada, ainda apresenta um certo nível de conectividade entre os fragmentos (Torezan 2003). Na região norte de Londrina a conectividade se mostra menor, o que tende a aumentar a sensibilidade das espécies.

Algumas formas de análise da Integridade Ambiental têm sido desenvolvidas para avaliar a qualidade ambiental de fragmentos florestais e assim estabelecer quais seriam prioritários para a conservação. Algumas destas formas seria a determinação de Índices, como os Índices de Integridade Biótica e de Diversidade Funcional. O primeiro Índice de Integridade Biótica (IIB) foi proposto por Karr (1981) para avaliar assembléias de peixes de diferentes riachos da região centro-norte dos Estados Unidos. Com base nos valores de IIB obtidos, Karr (1981) estabeleceu quais riachos teriam prioridade de conservação em função de uma maior Integridade Biótica. Assim

assembléias de peixes serviram como indicadores biológicos da qualidade ambiental. Tal procedimento de análise desenvolvido por Karr (1981) foi adotado para outros grupos taxonômicos a partir de então para obtenção do IIB em diversos tipos de ecossistemas. Na verdade esta ferramenta de análise tem sido amplamente utilizada na avaliação da integridade biótica local em diversos ecossistemas, auxiliando os conservacionistas e os tomadores de decisão no estabelecimento de prioridades para a conservação da biodiversidade (Pont *et al* 2006). As prioridades para conservação indicariam, por exemplo, áreas a serem transformadas em Reservas ou áreas a serem restauradas.

Os grupos mais utilizados para obtenção de valores locais de IIB são plantas (e.g. Mack 2001), peixes (e.g. Lyons *et al.* 2000), anfíbios (e.g. Micacchione 2002), macroinvertebrados (e.g. Couceiro *et al.* 2012) e aves (e.g. Glennon e Porter 2005). No caso das aves, índices de integridade biótica já foram aplicados para diferentes tipos de ambientes como, ambientes ripários (Bryce *et al.* 2002), ambientes de campos (Coppedge *et al.* 2006) e ambientes florestais (O'Connell *et al* 2007).

Na paisagem fragmentada da floresta estacional semidecidual diversos fragmentos florestais variando entre diferentes tamanho e graus de conectividade já foram investigados (Anjos & Boçon 1999; Anjos 2001a,b, 2004; Anjos *et al.* 2004, Gimenes e Anjos 2003). Esses estudos resultaram em padrões de sensibilidade local para várias espécies de aves (Anjos 2006), assim como possibilitaram a obtenção de valores de integridade biótica para diversas localidades para este ecossistema florestal (IIB; Anjos *et al* 2009). O IBI foi formulado a partir de um estudo em 39 fragmentos florestais da região norte do estado do Paraná. Esse índice utiliza 30 espécies de aves, dez em cada nível, em três diferentes níveis de sensibilidade a fragmentação florestal; alta, média e baixa. O valor do índice é calculado a partir de uma média ponderada entre o número de espécies encontradas, nos locais de interesse, em cada nível de sensibilidade multiplicadas por seus respectivos pesos (ver Anjos *et al* 2009). De acordo com as estimativas desse índice, o fragmento maior e mais preservado, o qual foi utilizado também como referência, o Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) foi o que apresentou o maior valor de IIB. Tendo o PEMG como referência, foi possível calcular os valores de IIB para os outros 38 fragmentos florestais, os quais variaram entre 0,65 e 1,15 (Anjos *et al.* 2009).

Os Índices de Diversidade Funcional tiveram um desenvolvimento mais recente (Schleuter *et al* 2010). A definição mais utilizada na literatura para diversidade funcional é “o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades” (Tilman 2001). Ou seja, a diversidade funcional é um componente da biodiversidade a qual expressa o grau de diferenças funcionais entre as espécies, isto é, a forma como as espécies utilizam os recursos (Barragan *et al* 2011). Assim, estimar a diversidade funcional significa medir a diversidade de características funcionais, que são os componentes dos fenótipos dos organismos que influenciam os processos na comunidade (Cianciaruso *et al* 2009). Diversas medidas de diversidade funcional estão surgindo dado o crescente interesse dentro da Ecologia por esse tema (Cianciaruso *et al* 2009). É possível investigar a diversidade funcional por meio de duas diferentes abordagens (Cianciaruso *et al* 2009): medidas categóricas e medidas contínuas. Essas medidas diferem no que diz respeito à informação que contêm e na maneira com que quantificam a diversidade funcional (Petchey e Gaston 2006).

Na abordagem utilizando medidas categóricas, as espécies de uma comunidade alvo são agrupadas de acordo com algum método de classificação, de maneira que espécies dentro de um mesmo grupo funcional sejam mais similares entre si do que com espécies de grupos funcionais diferentes (Cianciaruso *et al* 2009), ou seja, a separação

das espécies em diferentes grupos funcionais atribui um papel funcional e suas relações dentro do ecossistema (Buchman et al. 2007). Assim, cada categoria (grupo funcional) de espécies desempenha uma função específica relacionada a processos biológicos do ecossistema que podem variar desde a dieta, estrato e local de nidificação, e tipo de habitat (Sekerçioğlu 2006). A perda de grupos específicos (por exemplo, a perda de um ou vários grupos funcionais) pode resultar na desestabilização das comunidades ecológicas além da perda imediata de agentes ecológicos (Gonzalez & Chaneton, 2002) levando assim a importantes implicações para a funcionalidade ecossistêmica (Sekerçioğlu, 2002, 2006a, 2006b). Essa abordagem categórica já foi utilizada para investigar as diferenças no potencial de ocupação de grupos funcionais de aves em fragmentos florestais com diferentes graus de perturbação antrópica e em reflorestamentos de espécies vegetais nativas com diferentes idades em uma paisagem fragmentada de floresta estacional semidecidual no norte do estado do Paraná (Santos-Junior 2012). Nesse estudo, eles encontraram alterações na composição de grupos funcionais ao longo do gradiente de perturbação, sendo que os grupos mais exigentes ambientalmente estiveram presentes apenas no fragmento melhor preservado (o fragmento utilizado como referência) e no reflorestamento mais antigo (Santos-Junior 2012).

A abordagem que aplica medidas contínuas não utiliza a separação em grupos específicos. Consiste em medir o grau de complementaridade entre as espécies em um espaço n-dimensional de características funcionais (Petchey e Gaston 2002). Ou seja, mede a dispersão dos pontos (espécies) nesse espaço n-dimensional de características funcionais (ver Cianciaruso et al 2009). A partir dessa definição é construída uma matriz com as espécies posicionadas nas linhas e as características funcionais nas colunas, com o qual é calculado o índice de diversidade funcional (ver Petchey e Gaston 2002, 2007, Cianciaruso et al 2009, Batalha et al 2010). Grandes diferenças entre os valores das características das espécies representam maior complementaridade de características funcionais e assim maiores valores de índice de diversidade funcional (Petchey e Gaston 2002). A diversidade funcional é uma ferramenta que pode ser utilizada para prever as consequências funcionais na mudança na biota causadas por ação antrópica (e.g Chapin et al 2000; Loreau et al 2002). A diversidade funcional mostrou-se mais interessante na avaliação e monitoramento de impactos ambientais quando comparada com a riqueza de espécies (Ernst et al. 2006).

Pouco ainda é conhecido sobre as potenciais consequências da perda da diversidade e o que isso acarreta para os serviços ecológicos. Serviços ecológicos são “processos naturais prestados pelo ecossistema que beneficiam os seres humanos” (Whelan et al 2008). As mudanças nas proporções de espécies em grupos funcionais podem resultar na desestabilização das comunidades ecológicas além da perda imediata de agentes ecológicos (Gonzalez & Chaneton, 2002). A perda de funções desempenhadas por certas espécies especialistas podem não ser desempenhadas por outras (Elmqvist et al., 2003; Sekerçioğlu, 2006). Assim, alguns serviços ecossistêmicos fundamentais podem ser comprometidos, como a polinização (Elmqvist et al., 2003; Anderson et al., 2011), a dispersão de sementes (Howe & Smallwood, 1982; Nathan & Muller-Landau, 2000; Cordeiro & Howe, 2003) e o controle de herbívoros (Van Bael et al., 2008; Tschardt et al., 2008; Barbaro & Battisti, 2011). Um estudo com enfoque no grupo aves e em serviços ecológicos foi realizado em fragmentos florestais de floresta estacional semidecidual com diferentes graus de perturbação antrópica e em reflorestamentos de espécies vegetais nativas com diferentes idades na região norte do estado do Paraná. Aquele estudo investigou como a distribuição das espécies de aves agrupadas em diferentes categorias de serviços ecológicos estaria distribuída ao longo

dessa paisagem perturbada (Santos-Junior 2012). Foi encontrado que a estrutura dos serviços ecológicos prestados pelas aves sofreu alterações significativas entre as áreas estudadas, sendo os serviços de dispersão e controle de insetos os mais afetados nessa paisagem (Santos-Junior 2012).

Trabalhos mais recentes sobre metodologias de análise da qualidade de ambientes têm estimulado o uso de abordagens mais integradoras, as quais incorporam mais de um grupo taxonômico como indicador na elaboração desses índices (Andreasen et al., 2001; Nieme et al 2004). Um índice integrado pode aprimorar a avaliação e o monitoramento do ecossistema já que deve fornecer uma resposta mais integradora do sistema perturbado (Nieme et al 2004). Um índice integrado (INI) que utiliza dados de vegetação e aves para acessar as variações na qualidade ambiental vem sendo desenvolvido para a floresta estacional semidecidual na avaliação de fragmentos florestais isolados variando entre diferentes tamanhos na região do norte do estado do Paraná (Bochio et al., em elaboração).

Neste projeto irá ser utilizada a experiência adquirida no grupo aves para a obtenção dos Índices de Integridade Biótica e de Diversidade Funcional para o desenvolvimento de técnicas de campo que possam ser utilizadas em mamíferos de médio e grande porte e em anfíbios (principalmente anuros). A utilização de um índice integrado pode aumentar a acuidade da avaliação ambiental (Andreasen et al., 2001; Nieme et al 2004).

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- 1- Determinar a composição de Vertebrados Terrestres em 24 fragmentos florestais da região de Porecatu, norte do Paraná, incluindo o **Parque Estadual de Ibicatu**.
- 2- Determinar os valores dos Índices de Integridade Biótica e de Diversidade Funcional de cada fragmento florestal com base nos dados obtidos em campo dos Vertebrados Terrestres.
- 3- Avaliar a variação dos Índices de Integridade Biótica e de Diversidade Funcional de modo a se obter um ranqueamento da qualidade ambiental dos fragmentos analisados.
- 4- Indicar quais os fragmentos mais importantes para conservação e/ou restauração na paisagem florestal framgmentada.

MÉTODOS:

O presente projeto será desenvolvido na região de Porecatu, norte do Estado do Paraná, em uma área aproximada de 2.500km². Esta região é composta por diversos fragmentos florestais de diversos tamanhos e níveis de isolamento. Um total de 24 fragmentos florestais serão amostrados no presente projeto. Uma Unidade de Conservação, o **Parque Estadual de Ibicatu**, é um dos locais a serem amostrados.

Mamíferos de médio e grande porte, aves e anfíbios (somente Anuros) serão amostrados no presente projeto. Não haverá coleta de espécimes. A identificação será realizada por contato visual, auditivo ou por meio de sinais deixados no solo ou na vegetação.

Serão selecionadas transecções em cada local, incluindo o Parque Estadual de Ibicatu, de 1.000m de comprimento. Cada transecção será determinada de modo a obter uma amostra significativa da variação ambiental em cada fragmento florestal. As transecções, sempre que possível, devem se aproximar de corpos da água no interior do fragmento.

Ao longo do percurso da transecção (início da manhã) serão registradas as espécies de aves (contato visual ou auditivo) e de mamíferos de grande e médio porte (pelo reconhecimento de sinais, como pegadas). No caso dos anfíbios uma amostragem noturna será desenvolvida nos sítios de vocalização. Para todos os grupos será obtido o número de indivíduos de cada espécie, ou pelo menos uma estimativa do tamanho populacional, ao longo da transecção ou no corpo de água. Assim, ao longo das transecções serão anotados os contatos com cada espécie de Vertebrado Terrestre e a distância deles em relação à transecção. Tal procedimento permitirá o cálculo da abundância ou da densidade das espécies. No caso da abundância será utilizado o número de contatos ao longo da transecção como unidade amostral (Anjos et al. 2010). No caso da densidade será aplicado o método do “distance” (Thomas et al. 2006). A identificação ocorrerá com base em guias de campo como Reis (2006), Sigrist (2009) e Bernarde (2012).

Para os mamíferos terrestres de médio e grande porte o censo visual e registro de rastros possui limitações de acordo com o ambiente estudado, contrariamente, o uso de **armadilhas fotográficas** é um método eficiente em quase todas as condições de campo. Por isto as armadilhas fotográficas serão também utilizadas para obtenção de dados complementares. Srbek-Araujo & Chiarello (2005) realizaram um estudo na Mata Atlântica do Estado do Espírito Santo tendo como objetivo principal avaliar a eficiência de armadilhas fotográficas para o inventário de mamíferos em florestas tropicais. Neste estudo foram registradas espécies que são extremamente difíceis de detectar por métodos como censo visual, como o tatu rabo-de-couro (*Cabassous unicinctus*) e o mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), e que estão se tornando raras na região, como a cotia (*Dasyprocta leporina*), além de espécies da ordem Carnívora que são geralmente raros e extremamente ariscos a presença humana. Em cada um dos sítios de amostragem serão instaladas 2 armadilhas fotográficas dispostas em dois pontos distantes 100m uma da outra. Sabendo-se que algumas espécies utilizam preferencialmente trilhas e estradas para seus deslocamentos e sinalização intra-específica, as transecções serão posicionados próximos a trilhas visando maximizar o número de registros (Santos *et al.* 2004, Carbone *et al.* 2001). As câmeras ficarão acionadas em períodos de 2 dias em cada uma das áreas amostradas, sendo desenvolvidos ciclos amostrais entre as áreas durante o período de um ano. Fotografias sequenciais da mesma espécie geradas pela mesma armadilha serão consideradas registros independentes quando tiverem sido tiradas com pelo menos cinco minutos de intervalo (Srbek-Araujo & Chiarello 2005). Visando complementar os registros dos mamíferos terrestres de médio e grande porte serão instaladas 4 parcelas de areia de 1m² ao redor de cada armadilha fotográfica, a uma distância de 5m (figura 1). As parcelas serão preenchidas com areia fina, tendo de 2 a 4cm de altura, e serão vistoriadas diariamente no mesmo período em que as armadilhas fotográficas ficarão acionadas. Em cada vistoria as parcelas de areia serão reviradas e umedecidas. As pegadas presentes nas parcelas serão identificadas com auxílio de guias de campo e, em caso de dúvida, também serão fotografadas. Tanto nas armadilhas fotográficas quanto nas parcelas de areia serão utilizadas banana, milho, sal e sardinha como iscas de atração.

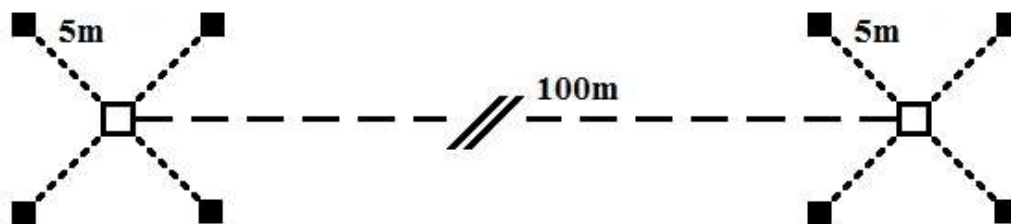


Figura 1. Desenho esquemático de cada transecção composta por armadilhas fotográficas (quadrado vazado) e parcelas de areia (quadrados cheios).

CRONOGRAMA (específico para o Parque Estadual de Ibicatu):

	2012		2013	
	Novembro	Dezembro	Maio	Junho
Estabelecimento da transecção	X			
Amostragens na transecção	X		X	
Armadilhas fotográficas		X		X
Compilação dos dados		X		X
Análises e interpretações				X

EQUIPE:

Prof. Dr. Luiz dos Anjos: Professor Associado da Universidade Estadual de Londrina, coordenador do projeto e responsável pelas amostragens de aves.

MsC. Fernanda Cristina Marques da Silva: Bióloga, formada pela Universidade Estadual de Londrina, responsável pela amostragem de mamíferos.

MsC: Luis Fernando Storti: Biólogo, formado pela Universidade Estadual de Londrina, responsável pela amostragem de anfíbios.

Biólogo Guilherme de Toledo Figueiredo: Biólogo, formado pela Universidade Estadual de Londrina, assistente na amostragem de anfíbios.

Referências bibliográficas consultadas:

ABATE, T. Environmental rapid-assessment programs have appeal and critics. **Bioscience**, v. 42, n. 7, p. 486-489, jul.1992.

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.

ANDERSON, S. H., KELLY, D., LADLEY, J. L., MOLLOY, S. TERRY, J. Cascading effects of bird functional extinction reduce polinization and plant diversity. **Science**, v. 331, n. 6020, p. 1068-1071, febr.2011

ANJOS, L. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 12, p. 11–27, 2001a.

ANJOS, L. **Comunidades de aves florestais: Implicações na conservação**. In: J. L. B. ALBURQUERQUE, J. F. C. Jr., F. C. STRAUBE, e A. L. Roos. *Ornitologia Neotropical: Da Ciências as Estratégias*. Unisul Press, Tubarão, Brazil, 2001b, p. 17–37.

ANJOS, L. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. **Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 229–234, jan.2006.

ANJOS, L. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v.15, n.2.p.239-243. jun.2007.

ANJOS, L. e BOÇON, R. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. **The Wilson Bulletin**, v.111, n.3, p. 397–414, sep.1999.

ANJOS, L.; ZANETTE, L. e LOPES, E. V. Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic forest in north Paraná, southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v.15, (suppl.), p.137–144, 2004.

ANJOS, L.; BOCHIO, G. M.; CAMPOS, J. V.; MCCRATE, G. B. e PALOMINO, F. 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.

ANJOS, L., HOLT, R. D.; ROBINSON, S. Position in the distributional range and sensitivity to forest fragmentation in birds: a case history from the Atlantic forest, Brazil. **Bird Conservation International**, v. 20, n. 4, p.392-399, dec.2010.

ANJOS, L.; COLLINS, C. D.; HOLT, R. D.; VOLPATO, G. H.; MENDONÇA, L. B.; LOPES, E.V.; BOÇON, R.; BISHEIMER, M. V.; SERAFINI, P. P.; CARVALHO, J. Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 144, p. 2213–2222, jun.2011.

ANJOS, L; SCHUCHMANN, K.-L. e BERNDT, R. Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi river basin, Paraná State, southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 8, p.145–173, 1997.

ANJOS, L.; VOLPATO, G., LOPES, E.V.; MENDONÇA, L. BOÇON, R. Bird Diversity and Composition in the Dynamic Forest System of Southern Brazil. **Austral Ecology**, em elaboração.

BARBARO, L.; BATTISTI, A. Bird predator of the pine processionary moth (Lepidoptera: Notodontidae). **Biological Control**, v. 56, n. 2, p. 107-114, febr. 2011.

BARRAGA'N, F.; MORENO, C.E.; ESCOBAR, F.; HALFFER, G.; NAVARRETE, D. Negative Impacts of Human Land Use on Dung Beetle Functional Diversity. **PLoS ONE**, v. 6, n. 3, p. e17976, mar.2011.

BATALHA, M.A.; CIANCIARUSO, M.V.; e MOTTA-JUNIOR, J.C. Consequences of simulated loss of open Cerrado areas to bird functional diversity. **Natureza & Conservação**, v. 8, p. 34-40. 2010.

BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D. e HILL, D. A. **Bird census technics**. London, Academic Press, 1992. 258p.

BIHN J.H, GEBAUER, G. e BRANDL, R. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. **Ecology**, v. 91, n. 3, p. 782-792. mai.2010.

BOCHIO, G. M. e ANJOS, L. The importance of considering bird detectability for assessing biological integrity. **Natureza & Conservação**, v.10, n. 1, p. 72-76. jul.2012.

BOESING, A.L. e ANJOS, L. **Qual o valor das florestas secundárias e reflorestamentos para a conservação das aves de subbosque da Mata Atlântica? Um estudo de caso no sul do Brasil**. (em elaboração).

BROOKS, T.M., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A. B., KONSTANT, W. R., FLICK, P., PILGRIM, J., OLDFIELD, S., MAGIN, G., HILTON-TAYLOR, C. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology**, v.16, n. 4, p. 909-923. ago.2002.

BRYCE, S.A.; HUGHES, R. M. e KAUFMANN, P. R. Development of a Bird Integrity Index: Using Bird Assemblages as Indicators of Riparian Condition. **Environmental Management**, v. 30, n. 2, p. 294-310. 2002.

BUCHMAN, N.; CUDDINGTON, K.; LAMBRINOS, J. **A historical perspective on ecosystem engineering**. In: CUDDINGTON, K. BYERS, J.; WILSON, W.; HASTINGS, A. Ecosystem engineers: Plants to protists. Burlington (MA): Academic Press; 2007. p. 25-46.

CASTELLA, P.R. e BRITEZ, R.M. **A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 2004.

CHAPIN, F.S., ZAVELATA, E.S., EVINER, V.T., NAYLOR, R.L., VITOUSEK P.M., Reynolds, H.L. et al. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, n. p. 234-242. May.2000.

CIANCIARUSO, M.V., SILVA, I.A. & BATALHA, M.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p.93-103. Jun.2009.

- COPPEDGE, B. R.; ENGLE, D. M.; MASTERS, R. E. e GREGORY, M.S. Development of a grassland integrity index based on breeding bird assemblages. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.118, p.125–145. 2006
- CORDEIRO, N. J., HOWE, H. F. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.100, p. 14052-14056. nov.2003.
- COUCEIRO, S.R.M; HAMADA, N.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T. P. e LUZ, S.L.B. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators** v. 18, n. p. 118–125, jul.2012.
- DEBISKI, D.M. e HOLT, R.D. Habitat fragmentation experiments: a global survey and overview. **Conservation Biology**, v. 14, p. 342–355. 2000.
- ELMQVIST, T., FOLKE, C., NYSTROM, M., PETERSON, G., BENGTSSON, J., WALKER, B., NORBERG, J. Response diversity, ecosystem change, and resilience. **Frontiers in Ecology and Environment**, v. 1, n. 9, p. 488-494. nov. 2003.
- ERNST, R., LINSSENMAIR, K.E. e RODEL, M.O. Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. **Biological Conservation**, v.133, n. 2, p.143-155. jul.2006.
- ESQUIVEL, A. M. e PERIS, S. Influence of day time duration and number of counts in point count sampling of birds in na Atlantic Forest of Paraguay. **Ornitologia Neotropical**, v. 19, p. 229-242. 2008.
- FONSECA, A; BREEDY, O; GAMBOA, C; VARGAS, R; ARONNE, M. **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.
- GILARDI, J. D. e MUNN, C. A. Patterns of activity, flocking, and habitat use in parrots of the Peruvian Amazon. **Condor**, v. 100, p. 641-653. 1998.
- GIMENES, M.R, ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá**, v. 25, n. 2, p. 391-402, 2003.
- GLENNON, M. J. e PORTER, W. F. Effects of land use management on biotic integrity: An investigation of bird communities. **Biological Conservation**, v. 126, n. 4, p. 499– 511, dez.2005.
- GONZALEZ, A. e CHANETON, E. J. Heterotroph species extinction, abundance and biomass dynamics in an experimentally fragmented micro-ecosystem. **Journal of Animal Ecology**, v. 71, p. 594-602. 2002.
- HOLLING, C.S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 4, p. 1–23. 1973.

HOWE, H.F., SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 13, p. 201-228. 1982.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6 p. 21-27. 1981.

LOREAU, M., NAEEM, S. e INCHAUSTI, P. **Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives**. Oxford University Press, Oxford. 2002.

LYONS, J.; PIETTE, R. R. e NIERMEYER, K. W. Development, Validation, and Application of a Fish-Based Index of Biotic Integrity for Wisconsin's Large Warmwater Rivers. **Transactions of the American Fisheries Society**, v.130, p.1077-1094. 2000.

MACK, J. J. **Integrated Wetland Assessment Program. Part 4: Vegetation Index of Biotic Integrity (VIBI) and Tiered Aquatic Life Uses (TALUs) for Ohio wetlands**. Ohio EPA Technical Report WET/2004-4. Ohio Environmental Protection Agency, Wetland Ecology Group, Division of Surface Water, Columbus, Ohio. 2004.

MEDEIROS, H. R.; TOREZAN, J. M. D. Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. **Environmental Monitoring and Assessment** (*in press*)

MICACCHIONE, M. **Amphibian Index of Biotic Integrity (AmphIBI) for Wetlands**. Final Report to U.S. EPA Grant No. CD985875-01 Testing Biological Metrics and Development of Wetland Assessment Techniques Using Reference Sites Volume 3. 2002.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECO, G. A. B., KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858. 2000.

NATHAN, R. e MULLER-LANDAU, H.C. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 15, n. 7, p. 278-285, jul.2000.

NETO-HIDASI, J.; BARLOW, J. e CIANCIARUSO, M.V. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. **Animal Conservation**, v. 15, n. 4, p. 407-415, aug. 2012.

O'CONNELL, T. J.; BISHOP, A. J. e BROOKS, R. P. Sub-sampling data from the North american breeding bird survey for application to the bird community index, an indicator of ecological condition. **Ecological Indicators**, v.7, p. 679-671. 2007.

PETCHEY, O.L. e GASTON, K.J. Functional Diversity (FD), species richness, and community composition. **Ecological Letters**, v. 5, n. 3, p. 402-411.2002.

PETCHEY, O.L. e GASTON, K.J. Functional diversity: back to basics and looking forward. . **Ecological Letters**, v. 9, n.6, p. 741-758. 2006.

PETCHEY, O.L. e GASTON, K.J. Dendrograms and measuring functional diversity. **Oikos**, v. 116, n. 8, p. 1422-1426. 2007.

PONT, D., HUGUENY, B., BEIER, U., GOFFAUX, D., MELCHER, A., NOBLE, R., ROGERS, C., ROSET, N., SCMUTZ, S. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, p. 70–80. 2006.

SANTOS-JUNIOR, P. C. A. e ANJOS, L. **Variações em grupos ecológicos de aves indicam limitações para recuperação de áreas florestais na Mata Atlântica** (em elaboração).

SANTOS, J. U.; AMARAL, D. D.; GORAYEB, I. S.; BASTOS, M. N. C.; SECCO, R. S.; NETO, S. V. C.; COSTA, D. C. T. Vegetação da área de proteção ambiental Jobotitua-Jatium. Município de Viseu, Pará, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 33, n. 3, p. 431-444, jul. 2003.

SAYRE, R.; ROCA, E.; SEDAGHATKISH, G.; YOUNG, B.; KEEL, S.; ROCA, R. e HEPPARD, S. **Nature in Focus: Rapid Ecological Assessment**. Arlington: Island Press, 2000. 194 p.

SEKERCIOGLU, C. H. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. **Biological Conservation**, v. 107, p. 229-240. 2002.

SEKERCIOGLU, C. H. **Ecological significance of bird populations**. In: DEL HOYO, J.; ELLIOT, A.; SARGATAL, J. Handbook of birds of the world, vols.1-11. Barcelona, Spain: Lynx Edicions. 2006a.

SEKERCIOGLU, C. H. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 8, p. 464-471. aug.2006b.

SCHLEUTER, D., DAUFRESNE, M., MASSOL, F., e ARGILLIER, C. A User's guide to functional diversity indices, **Ecological Monographs**, v. 80, n 3, p. 469-484. aug. 2010.

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.

TILMAN, D. 2001. **Functional diversity**. In **Encyclopedia of Biodiversity** S.A. Levin. Academic Press, San Diego, p. 109-120.

TSCHARNTKE, T., SEKERCIOGLU, C. H. DIETSCH, T. V., SODHI, N.S., HOEHN, P., TYLIANAKIS, J. M., Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agro-ecosystems. **Ecology**, v. 89, p. 944-951. 2008.

VAN BAELE, S.A., PHILPOTT, S. M., GREENBERG, R., BICCHIER, P., BARBER, N. A., MOONEY, K. A., GRUNNER, D. S. Birds as predator in tropical agro-forestry systems. **Ecology**, v. 89, p. 928-934. 2008.

VOLPATO, G.H., PRADO, V. M., ANJOS, L. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. **Forest Ecology and management**, v. 260, n. 7, p. 1156-1163. aug. 2010.

WHELAN, C.J. WENNY, D. G. e MARQUIS, R. J. Ecosystem Services Provided by Birds. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, p. 25–60, jun. 2008.