



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

EDUARDO ISSBERNER PANACHÃO

**ESTRUTURA DA PAISAGEM E A INTEGRIDADE  
BIOLÓGICA DE FRAGMENTOS DE FLORESTA  
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

---

Londrina  
2016



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA



**m e s t r a d o**  
ciências biológicas  
zoologia e botânica

---

EDUARDO ISSBERNER PANACHÃO

**ESTRUTURA DA PAISAGEM E A INTEGRIDADE  
BIOLÓGICA DE FRAGMENTOS DE FLORESTA  
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

---

Londrina  
2016

EDUARDO ISSBERNER PANACHÃO

**ESTRUTURA DA PAISAGEM E A INTEGRIDADE BIOLÓGICA DE  
FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof<sup>o</sup> Dr. José Marcelo Domingues  
Torezan

Londrina  
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Panachão, Eduardo Issberner .

Estrutura da paisagem e a integridade biológica de fragmentos de floresta estacional semidecidual. / Eduardo Issberner Panachão. - Londrina, 2016.  
78 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, 2016.

Inclui bibliografia.

1. Avaliação ecológica rápida. - Tese. 2. Fragmentação florestal. - Tese.  
3. Ecologia de paisagem. - Tese. I. Torezan, José Marcelo Domingues . II.  
Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa  
de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS  
BIOLÓGICAS

*DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO*

Discente: Eduardo Issberner Panachão

Título: "Estrutura da paisagem e a integridade biológica de fragmentos de floresta estacional semidecidual"

Data da Defesa: 02 de setembro de 2016 – 14:00 horas. na sala da Pós-Graduação em Ciências Biológicas, desta Universidade.

**Banca Examinadora**

**Parecer**

Presidente:

Dr. José Marcelo Domingues Torezan

APROVADO

Titulares:

Dr. Marcos Robalinho Lima

APROVADO

Dr. Efraim Rodrigues

Aprovado

Parecer Final APROVADO

\_\_\_\_\_  
Dr. José Marcelo Domingues Torezan

Marcos Robalinho Lima

\_\_\_\_\_  
Dr. Marcos Robalinho Lima

Efraim R.

\_\_\_\_\_  
Dr. Efraim Rodrigues

## **Agradecimentos**

Obrigado a Laila, por toda a paciência e companheirismo neste processo, que foram essenciais para que eu continuasse com determinação, mesmo com todas as mudanças que vivenciamos no meio da caminhada.

Ao Caetaninho, a maior mudança, que surgiu durante o mestrado e que tem dado tanto significado às nossas vidas.

A minha mãe, meu pai, meu irmão e minha irmã, pelo exemplo de força e determinação que me inspiram.

Aos amigos da ONG MAE que sempre reforçam que a busca pela melhoria da nossa realidade é dura, mas é sempre a coisa certa a ser feita.

Ao Zé Marcelo e a Alba, pelas dicas, orientações, paciência e companheirismo nestas caminhadas.

Ao Sarú, Gustavo e Paulinho, pelo companheirismo nos trabalhos de campo, que tornaram tudo muito mais agradável.

## ÍNDICE DE FIGURAS

### CAPÍTULO 2

- Figura.1. Distribuição dos 35 fragmentos florestais estudados, destacados em verde, no interior do polígono de alta prioridade para conservação, delimitado com linha verde ..... 25
- Figura 2. Distribuição da pontuação de 1 a cinco de cada uma das variáveis da Avaliação Ecológica Rápida obtidas nos trezentos e três pontos de avaliação realizados nos fragmentos da região de Londrina, PR, sul do Brasil..... 30

### CAPÍTULO 3

- Figura 3. Distribuição dos 35 fragmentos florestais estudados, destacados em verde, no interior do polígono de destacada importância para conservação, delimitado com linha verde..... 41
- Figura 4. Análise de Componente Principais (PCA) entre as variáveis que explicam as variações da Integridade Biológica dos 35 fragmentos florestais avaliados na região de Londrina/PR ..... 46

## ÍNDICE DE TABELAS

### CAPÍTULO 2

- Tabela 1. Lista de variáveis avaliadas em cada ponto de amostragem da Avaliação Ecológica Rápida (AER), nos 35 fragmentos de floresta na região de Londrina, PR..... 27
- Tabela 2. Coeficiente de correlação entre as variáveis ecológicas avaliadas em fragmentos florestais na região de Londrina, PR, sul do Brasil ..... 29

### CAPÍTULO 3

- Tabela 3. Relação das variáveis avaliadas de cada um dos fragmentos, o maior e o menor valor encontrado e a média de cada uma..... 43
- Tabela 4. Coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis da paisagem e os resultados da Avaliação Ecológica Rápida nos 35 fragmentos estudados na região de Londrina/PR..... 44
- Tabela 5. Modelo Linear Generalizado (GLM) com as variáveis que melhor explicam as variações dos resultados da Integridade Biológica dos 35 fragmentos avaliados na região de Londrina/PR..... 45

Eduardo Issberner Panachão. **Estrutura da paisagem e a integridade biológica de fragmentos de floresta estacional semidecidual**. 2016. 78 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016.

## RESUMO

A fragmentação florestal da mata atlântica foi extremamente intensa, resultando em fragmentos pequenos, isolados e envoltos por matriz antrópica, o que tem impactado diretamente a biodiversidade. O efeito das características dos fragmentos e da estrutura da paisagem que os circunda sobre a biodiversidade remanescente demanda mais estudos. Foram avaliados 35 fragmentos florestais na região de Londrina, PR sul do Brasil, quanto à sua integridade biológica, inferida a partir de dados obtidos por meio de Avaliação Ecológica Rápida, e a relação da integridade com a estrutura da paisagem. Foi constatado que estruturas antrópicas, como estradas e áreas urbanas, influenciaram diretamente a integridade dos fragmentos florestais. A variável que isoladamente mais influenciou a integridade foi a distância de estradas regionais e a segunda foi a distância de áreas urbanas grandes. Conjuntamente, as variáveis que mais influenciaram a integridade foram a distância de estradas regionais, a forma e o tamanho dos fragmentos. Estes resultados demonstram que a influência da presença humana e do histórico de usos são determinantes para a conservação de fragmentos florestais. Além disso, é fundamental que os fragmentos florestais que ainda possuem altos índices de integridade biológica sejam mantidos distantes destas estruturas com alta atividade antrópica.

**Palavras-chave:** Avaliação ecológica rápida. Fragmentação florestal. Ecologia de paisagem.

Eduardo Issberner Panachão. **The structure of the landscape and biological integrity of semideciduous seasonal forest fragments.** 2016. 78 f. Dissertation (Master in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016.

### **ABSTRACT**

Brazilian Atlantic forest fragmentation was extremely intense, resulting in small and isolated patches, surrounded by an anthropogenic matrix, which has influenced directly on biodiversity. The influence of the forest fragment and surrounding landscape characteristics on remnant biodiversity needs to be more studied. We evaluated the biological integrity of 35 forest patches in the region of Londrina, PR, southern Brazil, using data obtained by Rapid Ecological Assessment method, and this relationship with the structure of the landscape. We found that the anthropogenic structures in the landscape influence directly on the integrity of the forest fragments. The most important variable was the distance to regional roads and the second was the distance to urban areas. Together, the variables that most influenced the integrity were the regional roads, the shape and the size of the fragments. These results demonstrate that the influence of human presence and the historical uses are crucial for the conservation of forest fragments. In addition, it is essential that the forest fragments that still have high rates of biological integrity are kept away of these structures with high human activity.

**Keywords:** Forest fragmentation. Landscape ecology. Rapid ecological assessment

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>1</b>
<b>Fragmentos florestais, matriz e as influências sobre a biodiversidade.....</b>	<b>3</b>
<b>O efeito de borda .....</b>	<b>7</b>
<b>Região do estudo .....</b>	<b>8</b>
<b>Referencias .....</b>	<b>10</b>
<b>2. AVALIAÇÃO ECOLÓGICA RÁPIDA ADAPTADA A ÁREAS DE INTERIOR DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL.....</b>	<b>19</b>
<b>Introdução .....</b>	<b>21</b>
<b>Material e Métodos.....</b>	<b>23</b>
<b>Resultados .....</b>	<b>28</b>
<b>Discussão .....</b>	<b>31</b>
<b>Referencias .....</b>	<b>32</b>
<b>3. PROXIMIDADE DE ESTRADAS E ZONAS URBANAS AFETAM A INTEGRIDADE BIOLÓGICA DE FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL .....</b>	<b>36</b>
<b>Introdução .....</b>	<b>38</b>
<b>Materiais e Métodos .....</b>	<b>40</b>
<b>Resultados .....</b>	<b>42</b>
<b>Discussão .....</b>	<b>46</b>
<b>Referências .....</b>	<b>49</b>
<b>4. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>52</b>
<b>APÊNDICES .....</b>	<b>53</b>

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

O desmatamento de florestas nativas, que continua sendo um problema atual, tem resultado na formação de paisagens com pouca diversidade de habitats, com fragmentos de floresta isolados e de dimensões reduzidas (Calegari *et al.* 2010). Este processo representa um dos principais impactos ambientais provenientes da exploração excessiva e desordenada do solo, onde o crescimento urbano e a expansão da fronteira agrícola têm gerado enormes pressões sobre os ecossistemas florestais, intensificando esta situação e, conseqüentemente, a perda da diversidade biológica (Lima & Rocha 2011).

As sociedades humanas são extremamente adaptáveis, mas, no decorrer do século XXI, estamos a avançar sempre mais em território desconhecido. Ecossistemas tropicais são cruciais para a biodiversidade global e prestam serviços ecossistêmicos vitais, mas estão enfrentando pressões sem precedentes. Os impactos da agricultura- estão se expandindo rapidamente, especialmente na África Subsaariana e na América do Sul. Seus impactos sobre os ecossistemas terrestres e aquáticos serão cada vez mais intensos e difusos (Laurance *et al.* 2014).

Conjuntamente a esta expansão da agricultura, estamos vivendo a era mais explosiva da expansão da infra-estrutura na história humana, causando severos impactos sobre muitos ecossistemas e espécies. Estradas que adentram em áreas naturais potencialmente abrem uma Caixa de Pandora de problemas ambientais, como a conversão de habitats naturais para antropizado, fragmentação, caça, mineração ilegal, incêndios florestais e especulação imobiliária (Laurance *et al.* 2001, Adeney *et al.* 2009, Laurance *et al.* 2009).

Desta maneira, grande parte da área original de floresta, inclusive a Floresta Atlântica, foi transformada em paisagens antropizadas. Nestas paisagens, parte da diversidade biológica nativa ainda resiste, habitando mosaicos compostos por fragmentos florestais, áreas de regeneração e plantios florestais; todos estes elementos imersos em um mar de pastagens ou de culturas agrícolas que formam, atualmente, a matriz predominante das paisagens antrópicas tropicais (Tabarelli *et al.* 2012b).

As características da paisagem podem afetar processos ecológicos e a distribuição de espécies, especialmente em paisagens muito fragmentadas (Metzger *et al.* 2009; Banks-Leite *et al.* 2011). Compreender como sistemas ecológicos são afetados pela perda de habitat e fragmentação tem sido desafiador devido as inúmeras formas independentes as quais as paisagens mudam após as alterações das áreas naturais, conjuntamente com a complexidade de alterações nas comunidades ecológicas (Brudvig 2015).

Wilson *et al.* (2016) apontam as principais conclusões que sintetizam os últimos conhecimentos sobre perda de habitat e fragmentação e norteiam os caminhos para novos estudos:

- Enquanto a fragmentação em última instância deriva da perda de habitat, três conhecidos mecanismos mediam as consequências ecológicas da fragmentação. Primeiro, existem aqueles atribuíveis diretamente à perda de área. Em segundo lugar, há aqueles atribuíveis diretamente as alterações da configuração espacial da paisagem, tais como isolamento. Finalmente, há aqueles atribuíveis aos efeitos indiretos ou da interação entre perda de habitat e destas mudanças na configuração espacial (Didham *et al.* 2012) e da interação dos fragmentos com a matriz.
- A riqueza de espécies é alterada significativamente com a fragmentação (MacArthur & Wilson, 1967; Diamond 1975). No entanto, outras medidas de estrutura da comunidade, tais como a composição, organização trófica, persistência de espécies e residência de espécies, podem informar melhor como a fragmentação afeta as comunidades bióticas, mesmo quando a riqueza de espécies em si não é alterada pela fragmentação (Robinson *et al.* 1992; Haddad *et al.* 2015).

- Como a perda de habitat resulta em alterações na quantidade e configuração de habitats (por exemplo, tamanho reduzido, aumento no isolamento dos fragmentos e das áreas de borda), efeitos mediados pela fragmentação causam respostas que podem ser generalizáveis aos níveis de população, comunidade e ecossistema.
- Efeitos de isolamento e de área abrangem uma variedade de processos ecológicos que podem complicar a nossa compreensão de fragmentação. Por exemplo, reduções no tamanho e aumento na área do efeito de borda podem influenciar indiretamente processos ecossistêmicos locais através de efeitos microclimáticos.

Portanto, a manutenção da integridade biológica e da biodiversidade nos remanescentes florestais está ligada a configuração da paisagem onde estão inseridos estes fragmentos, ao histórico de formação e de como é manejada esta paisagem. Segundo Metzger (2003), a estrutura da paisagem ou o padrão espacial pode ser quantificado por diferentes métricas da paisagem, chamadas também de parâmetros ou índices da paisagem.

### **Fragmentos florestais, matriz e as influências sobre a biodiversidade**

O fato é que as características de paisagem podem afetar processos ecológicos e distribuições de espécies, especialmente em paisagens fragmentadas (Metzger et al 2009; Banks-Leite et al. 2011). Por exemplo, fragmentos de habitat podem não conter o tamanho mínimo de populações de determinadas espécies, simplesmente porque quando essas áreas foram isoladas, não continham essas espécies de plantas ou amostraram somente um pequeno número de indivíduos da população. Esse problema pode ser especialmente crítico para espécies raras, cujo número de indivíduos por área é reduzido (Scariot *et al.* 2005).

O tamanho de um fragmento de habitat tem efeito direto na manutenção das populações de plantas nele contidas. Grandes fragmentos têm altas taxas de colonização (Russell *et al.* 2006), baixas taxas de extinção, alta riqueza de espécies (Blake & Karr 1987) e densidade populacional elevada de muitas espécies (Connor *et al.* 2000). No entanto, é excessiva a simplificação e generalização da constatação de que grandes fragmentos têm maior valor intrínseco do que os pequenos, frequentemente diminuindo a importância destes pequenos fragmentos (Fischer & Lindenmayer 2002; Tschardtke *et al.* 2002). Em alguns casos, a heterogeneidade interna dos pequenos fragmentos, decorrente do histórico de impacto

e da geomorfologia diferenciada, faz com que tenham estrutura de vegetação semelhante à dos grandes fragmentos, tornando-os importantes para a conservação das populações de espécies originais (Alger & Caldas 1996).

Com relação a forma dos fragmentos florestais e a conservação de espécies, Yamaura *et al.* (2008) mostraram que a abundância de espécies de interior de floresta aumentou apenas com a circularização. Além disso, fragmentos circulares podem manter maiores riquezas de espécies e densidades populacionais (Eason 1992; Eason & Stamps 1992), diminuir os efeitos negativos da borda (Laurance & Yensen 1991; Ewers & Didham 2006) e diminuir a emigração (Stamps *et al.* 1987; Bevers & Flather 1999).

A forma de um fragmento de habitat afeta diretamente a relação entre o perímetro e a área desse fragmento. Quanto menor for esta relação, menor também será a borda e quanto maior a relação, maior será a borda. A quantidade de área de um fragmento representada pela borda é, portanto, consequência direta dessa relação (Scariot *et al.* 2005).

Mesmo reconhecendo a importância de características individuais dos fragmentos, como o tamanho e a forma, não se pode ignorar que o fragmento não está sozinho na paisagem. Leite *et al.* (2013) relatam que o isolamento do fragmento, que pode ser considerado uma medida mais simplista do arranjo espacial das manchas, também é conhecido por influenciar o fluxo de organismos na paisagem. Aparentemente simples, à primeira vista, os efeitos do isolamento podem ser disfarçados pela escolha dos parâmetros de monitoramento. Por exemplo, Aviron *et al.* (2011) não encontrou influência do isolamento sobre a abundância de espécies de borboleta, mas o isolamento influenciou a riqueza e composição das espécies de borboletas, especialmente quando analisadas espécies especialistas (Aviron *et al.*, 2007).

Estudos realizados por Magrach *et al.* (2012), indicaram que menores distâncias entre fragmentos e matriz mais semelhante à vegetação original (ou seja, maior conectividade estrutural) foram associados com aumentos significativos em movimentos de aves entre manchas. Os estudos mostraram também que esta conectividade estrutural está associada com conectividade funcional de pássaros que intermediam a reprodução e dispersão de plantas, podendo estes efeitos estarem associados a alterações na conectividade ecológica (dispersão

de frutos e pólen). Complementam explicando que apesar de relativamente pequenas distâncias entre manchas estarem associadas com um maior número de cruzamentos de aves, este efeito foi fortemente dependente da classe matriz para 2 das 3 espécies.

Desta forma, outro fator a ser levado em consideração no estudo da paisagem é a característica da matriz que circunda estes fragmentos, que hoje tem predomínio de usos antrópicos. Intensificar o uso humano em torno de áreas naturais reduz a capacidade destas áreas para a conservação das espécies (Hansen & Defries 2007; Radeloff *et al.* 2010).

Efeitos da intensidade de uso da terra ao redor das áreas de vegetação natural sobre a riqueza de espécies diferem entre os grupos taxonômicos e dos tipos de usos da terra (Tews *et al.* 2004; Alberti 2005), mas geralmente a riqueza de espécies diminui de forma constante conforme aumenta a intensidade de uso do solo, ou pode ocorrer um aumento inicialmente ao aumento da intensidade de uso do solo, mas que depois diminui conforme a intensidade continua a aumentar. Respostas não-lineares sobre a riqueza de espécies e a intensidade do uso do solo, foram identificadas para mamíferos (Wenguang *et al.* 2008; Panzacchi *et al.* 2010), peixes (Alberti 2005), aves (Blair 1999; Hansen *et al.* 2005; Lepczyk *et al.* 2008) e insetos (Blair 1999; Gagne & Fahrig 2010).

Extremos destes usos intensos ao redor dos fragmentos são as grandes infraestruturas humanas e as áreas urbanas. McDonald *et al.* (2009) cita diversos impactos relacionados a proximidade de áreas naturais à áreas urbanas, levando em conta uma escala gradual desta proximidade. Um efeito negativo de uma área urbana em uma área natural normalmente ocorre quando os dois estão na mesma bacia hidrográfica e a área urbana encontra-se a montante da área protegida, contaminando o curso d'água que corta o fragmento florestal. Em muitos países em desenvolvimento, a exploração madeireira e de outras formas de vida e a caça ilegais são um problema que pode ser agravado pela proximidade de áreas urbanas. Em alguns casos, assentamentos dentro de reservas naturais são a fonte de muita exploração madeireira ilegal. Com relação aos animais de grande porte e que possuem grande áreas de vida, o problema mais importante é a transmissão de doenças de animais domésticos para as populações selvagens. O autor continua, apontando que o lixo antropogênico no entorno de parques, muitas vezes muda drasticamente os hábitos dos animais selvagens. Poluição luminosa de áreas urbanas pode ser biologicamente significativa, atraindo muitos pássaros e

insetos, por exemplo, causando mortalidade direta e, em alguns casos, alterando os padrões de migração. Usos do solo urbano também aumentam dramaticamente a taxa de incêndio gerados na interface terra natural/urbano. Um efeito importante também é o corte de lenha para cozinhar e para o aquecimento doméstico, especialmente em países em desenvolvimento, onde a lenha é frequentemente o único combustível disponível. Moradores urbanos também desempenham um papel importante na introdução de espécies exóticas invasoras, muitas vezes abandonando em uma borda nas proximidades ou perto de estradas e estacionamentos. Para áreas protegidas que estão perto de estradas fortemente trafegadas, barulho de carro pode ter um efeito sobre a vida selvagem por até um quilômetro ou mais (Forman & Alexander 1998).

Neste sentido, as estradas também são consideradas grande fonte de impactos às áreas naturais. Componentes abióticos do meio ambiente, por exemplo, microclima, hidrologia, qualidade do ar, ruído ambiente, propriedades físicas e químicas do solo e outros processos do ecossistema são alterados nas superfícies adjacentes às estradas. As estradas podem ser uma fonte significativa de sedimentos (Amaranthus *et al.* 1985; Campbell & Doegue 1989), contaminantes, tais como poeira, produtos químicos, metais pesados ou escoamento de sal (Hamilton & Harrison 1987; Goosem 1997) e nutrientes (nitrogênio ou fósforo) para ecossistemas terrestres ou aquáticos ao longo da estrada (Forman & Deblinger 2000). Microclima pode ser alterado nos solos adjacentes às rodovias (Oberbauer *et al.* 1996) e a temperatura do ar é afetada a dezenas de metros em fragmentos adjacentes até mesmo de estradas não pavimentadas e estreitas (Saunders *et al.* 1998). Estudos realizados por Saunders *et al.* (2002) no norte da Great Lakes Region, no norte dos Estados Unidos, chegou a conclusão de que estradas efetivamente eliminam as manchas maiores de cobertura florestal e criam um mosaico que consiste primariamente de habitat de borda. Estradas também simplificam as formas dos fragmentos para todas as classes de cobertura de solo. Barber *et al.* (2014) encontraram que 94,9% de todo desmatamento na Amazônia brasileira ocorreu em uma zona acessível bem definida dentro de 5,5 km de algum tipo de estrada

Assim, além do impacto imediato da construção das estradas dentro ou perto de florestas, estradas ameaçam florestas mesmo depois de muitas décadas. As estradas são elementos relativamente permanentes da paisagem. Elas facilitam o desmatamento devido à

maior acessibilidade e não possibilitam a regeneração florestal devido à valorização da terra (Nagendra *et al.* 2003).

A verdadeira explosão de estradas e outras infraestruturas globalmente está causando grandes danos ambientais. Novas estradas em áreas florestadas podem aumentar consideravelmente o desmatamento, tanto porque a perda de floresta é espacialmente altamente contagiosa (Boaks *et al.* 2010), mas também porque uma estrada inicial muitas vezes gera redes de estradas secundárias e terciárias que podem aumentar significativamente a extensão espacial da perturbação de habitat (Laurance *et al.* 2015).

### **O efeito de borda**

Um dos impactos mais conhecidos e diretamente potencializados pela fragmentação é a formação de bordas, gerando seus efeitos associados. Zau e Freitas (2007) explicam que efeitos de borda são resultados ecológicos de alterações físicas e biológicas nos contatos do fragmento florestal com sua paisagem vizinha (Laurance & Yensen, 1991, Harper *et al.* 2005). Efeitos de borda apresentam considerável variabilidade entre sistemas de estudo (Ries *et al.* 2004) e entre locais dentro de um sistema de estudo determinado (Laurance *et al.* 2007). Algumas destas variabilidades observadas são associadas a variabilidade no contexto da paisagem (Ries *et al.* 2004; Laurance *et al.* 2007). Por exemplo, padrões de efeito de borda no mesmo sistema estudado podem diferir com base no tamanho e forma de fragmentos diferentes na paisagem (Collinge & Palmer 2002; Smith *et al.* 2010). Efeitos de borda também podem diferir com base no tipo ou qualidade da matriz (Sisk *et al.* 1997; Pauchard & Alaback 2004; Santos-Barrera & Urbina-Cardona 2011), no grau de contraste entre manchas de habitat adjacentes (Collinge & Palmer 2002; Campbell *et al.* 2011), estrutura da borda em si (Cadenasso *et al.* 2003) e outros fatores contextuais (Matlack 1994; Chen *et al.* 1995).

Em um estudo realizado por Rodrigues (1998), foram utilizados três conjuntos de dados (árvores, arvoretas e microclima), coletados em tempos e bordas diferentes, em 19 fragmentos florestais dentro de um quadrado de 60 km ao redor da cidade de Londrina. Segundo os dados de déficit de pressão hídrica, luminosidade, composição e diversidade de espécies, existiu a convergência de fatores indicando que o efeito de borda dos fragmentos atingia 35 m de largura. Ginciene (2012) repetindo as análises de Rodrigues (1998) sobre a

composição e riqueza das espécies, demonstrou que o contraste entre a borda e o interior dos fragmentos florestais diminuiu ao mesmo tempo em que a distância de sua influência aumentou, indicando que a influência das bordas se pronunciou em direção ao interior dos fragmentos.

Fragmentos de floresta que apresentam vegetação com característica de bordas, dominadas por algumas poucas espécies pioneiras que suportam reduzida biomassa acima do solo (Oliveira *et al.* 2008; Paula *et al.* 2011), avançam para sistemas de início-sucessional; ou seja, um tipo de sucessão regressiva ou degeneração de floresta (Santos *et al.* 2008; Tabarelli *et al.* 2008). É verdade que os efeitos de borda tendem a favorecer um pequeno conjunto de espécies biologicamente homogêneas (ou seja, pioneiras) e que habitats afetados pelo efeito de borda podem favorecer assembleias arbóreas que são quase indistinguíveis, em termos de riqueza de espécies arbóreas ou composição funcional, daqueles em início de sucessão secundária (Santos *et al.* 2008).

Estes conhecimentos sugerem que as florestas tropicais podem experimentar uma homogeneização biótica ou florística ou uma convergência funcional a nível regional, conforme paisagens naturais são convertidas em paisagens antrópicas (Joly *et al.* 2014). Como fronteiras agrícolas estão consolidadas e os fragmentos de floresta madura tornaram-se raros e mais isolados, poucas espécies altamente resilientes 'vencedores' são esperadas para dominar comunidades ecológicas em detrimento de espécies dependentes da floresta 'perdedoras', que são incapazes de tolerar perturbações antrópicas (Tabarelli *et al.* 2012). Esta substituição implacável de 'perdedoras' por 'vencedoras' pode levar a maior semelhança de espécie entre duas ou mais comunidades, com espécie hiperdominantes contribuindo para a redução da  $\beta$ -diversidade taxonômica em múltiplas escalas espaciais (Lôbo *et al.*, 2011; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013). Em outras palavras, enquanto a criação de paisagens antrópicas normalmente resulta na redução drástica de espécies florestais, permite a persistência de espécies adaptadas a ambientes perturbados (Figueiras *et al.* 2016)

### **Região do estudo**

Este estudo foi realizado em uma paisagem do bioma Mata Atlântica, outrora continuamente recoberta pela Floresta Estacional Semidecidual (FES). A FES cobria, no

início do século 20, praticamente metade do estado do Paraná (Maack 1968). Para se ter uma ideia da dimensão da devastação que a FES sofreu, ocasionada pela colonização, antes da fragmentação, esse tipo de ecossistema formava um contínuo com a Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica), sendo, por isso, considerada parte do bioma das florestas tropicais (Torezan 2002).

O processo de colonização do Norte do Paraná no início do século 20, com o desmatamento ocorrido em seguida, resultou em paisagens compostas por matrizes fortemente transformadas, com reduzido número de fragmentos florestais isolados. Esses fragmentos em sua grande maioria são pequenos (em geral com menos de 10 hectares) e não raro estão degradados em consequência da extração madeireira, fogo, caça, descarte de entulho e de lixo doméstico (Torezan 2003). No norte do Paraná, atualmente, restam poucos remanescentes florestais, sendo o Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG, em Londrina-PR) e o terço final do Rio Tibagi consideradas áreas de extrema importância biológica em nível nacional para a conservação de invertebrados, aves, répteis e anfíbios (MMA 2007).

O PEMG, que possui área oficial de 690,17 hectares (IAP 2004) é conectado por meio de capoeira a outros fragmentos, totalizando uma área de 2800 ha, é um dos mais importantes remanescentes florestais do norte do Paraná, e deve sua importância não apenas a sua extensão em área contínua de floresta, mas principalmente ao seu estado de conservação e a diversidade de sua flora e fauna (Bianchini, 2006). Estudos da biota do PEMG indicaram 508 espécies de flora vascular (Rossetto & Vieira 2013), 23 espécies de répteis (Bernarde & Machado 2006), 24 de anfíbios (Machado & Bernarde 2006), 31 espécies de mamíferos (Rocha & Sekiama 2006) e cerca de 300 espécies de aves (Anjos & Schuchmann, 1997).

No ano de 2012 foi aprovado o Plano Diretor da cidade de Londrina (Londrina 2012), o qual criou uma nova zona de expansão urbana que atingiu os limites do PEMG e adentrou em sua Zona de Amortecimento (ZA). A Organização Não-governamental Meio Ambiente Equilibrado (ONG MAE) ajuizou uma Ação Civil Pública (ACP) que conseguiu a anulação desta Lei, gerando grande debate na cidade sobre a importância da preservação desta ZA.

Especula-se a invasão de empreendimentos imobiliários na região e até mesmo um aeroporto de cargas, que traria conjuntamente diversas obras de infraestrutura. Estes projetos

alterariam totalmente a realidade da região, que hoje possui um perfil agropecuário. Compreender como os fragmentos existentes, e a sua biodiversidade associada, se comporta nesta paisagem e como os usos já existentes interferem neste comportamento, é fundamental para um planejamento que alie o desenvolvimento e a conservação.

Neste trabalho buscou-se compreender como as características dos fragmentos florestais e da paisagem influenciam a integridade biológica de 35 fragmentos presentes na região do estudo. No Capítulo 1, foi ajustado e adaptado um instrumento de avaliação baseado na Avaliação Ecológica Rápida (AER), com objetivo de ajustá-lo para a avaliação de áreas estritamente florestais, mantendo sua eficiência original. No Capítulo 2, a partir dos resultados da integridade biológica dos fragmentos florestais obtida com a AER, adaptada no capítulo 1, foi verificada a influência de características individuais dos fragmentos, como tamanho e forma, e da paisagem, como isolamento e proximidade de estruturas humanas, sobre a integridade biológica, visando indicar as variáveis mais importantes para definição de estratégias de conservação na região.

## **Referencias**

- Adeney JM, Christensen, N & Pimm SL, 2009. Reserves protect against deforestation fires in the Amazon. PLoS One, 4:e5014.
- Alberti M, 2005. The effects of urban patterns on ecosystem function. International Regional Science Review, 28:168–192.
- Alger K & Caldas M, 1996. Cacau na Bahia: decadência e ameaça à Mata Atlântica. Ciência Hoje, 20:28-35.
- Amaranthus MP *et al.*, 1985. Logging and forest roads related to increased debris slides in southwestern Oregon. Journal of Forestry. 83:229–233.
- Anjos L & Schuchmann KL, 1997. Biogeographical affinities on the avifauna of the Tibagi river basin, Paraná drainage system, southern Brazil. Ecotropica. 3: 43-65.
- Arroyo-Rodriguez V *et al.*, 2013. Plant  $\beta$ -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. Journal of Ecology, 101:1449–1458.

- Banks-Leite C *et al.*, 2011. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *Journal of Applied Ecology*, 48:706-714.
- Barber CP *et al.*, 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation*, 177:203–209.
- Bernarde PS & Machado RA, 2006. Répteis Squamata do Parque Estadual Mata dos Godoy. In: *Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy*. Torezan JMD (Org.). Itedes. p.114-120.
- Bevers M & Flather CH, 1999. Numerically exploring habitat fragmentation effects on populations using cell-based coupled map lattices. *Theoretical Population Biology*, 55:61–76.
- Blair RB, 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications*, 9:164–170.
- Blake JG & Karr JR, 1987. Breeding birds of isolated woodlands: area and habitat relationships. *Ecology*, 68:1724–1734.
- Boakes EH *et al.*, 2010. Extreme contagion in global habitat clearance. *Proceedings of the Royal Society*, 277:1081–1085.
- Brudvig LA *et al.*, 2015. The influence of habitat fragmentation on multiple plant–animal interactions and plant reproduction. *Ecology*, 96:2669-2678.
- Calegari L *et al.*, 2010. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. *Revista Árvore*, 34(5):871-880.
- Campbell IC & Doegue TJ, 1989. Impact of timber harvesting and production on streams: a review. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 40:519–539.
- Campbell RE *et al.*, 2011. Production land use alters edge response functions in remnant forest invertebrate communities. *Ecological Applications*, 21:3147–3161.
- Cadenasso ML *et al.*, 2003. A framework for a theory of ecological boundaries. *BioScience*, 53:750–758.

- Chen, JQ, Franklin JF & Spies TA, 1995. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications*, 5:74–86.
- Collinge SK & Palmer TM, 2002. The influences of patch shape and boundary contrast on insect response to fragmentation in California grasslands. *Landscape Ecology*, 17:647–656.
- Connor EF, Courtney AC & Yoder JM, 2000. Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. *Ecology*, 81:734–748.
- Diamond JM, 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, 7:129–146.
- Didham RK, Kapos V & Ewers RM, 2012. Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. *Oikos*, 121:161–170.
- Eason P, 1992. Optimization of territory shape in heterogeneous habitats: a field study of the red-capped cardinal (*Paroaria gularis*). *Journal of Animal Ecology*, 61:411–424.
- Eason PK & Stamps JA, 1992. The effect of visibility on territory size and shape. *Behavioural Ecology*, 2:166–172.
- Ewers RM & Didham RK, 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81:117–142.
- Filgueira BKC *et al.*, 2016. Spatial replacement of dung beetles in edge-affected habitats: biotic homogenization or divergence in fragmented tropical forest landscapes? *Diversity and Distributions*, 22:400–409.
- Fischer J & Lindenmayer DB, 2002. Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia. *Biological Conservation*, 106:129–136.
- Forman RTT & Alexander LE, 1998. Roads and their major ecological effects. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 29:207–231.
- Forman RTT & Deblinger RD, 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Conservation Biology*, 14:36–46.

Gagne SA & Fahrig L, 2010. The trade-off between housing density and sprawl area: minimizing impacts to forest breeding birds. *Basic and Applied Ecology*, 11:723–733.

Ginciene BR, 2014. Dinâmica da vegetação arbórea na borda de remanescentes florestais e sua relação com características da paisagem no norte do estado do Paraná. Dissertação (Mestrado em Geografia Física). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Goosem M, 1997. Internal fragmentation: the effects of roads, highways, and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. In: Lawrence WE & Bierregaard Jr RO (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago. p.241-255.

Haddad NM *et al.*, 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1:e1500052

Hamilton RS & Harrison RM, 1987. Heavy metal pollution in roadside urban parks and gardens in Hong Kong. *Science and Total Environment*, 59: 325–328.

Hansen AJ *et al.*, 2005. Effects of exurban development on biodiversity: patterns, mechanisms, and research needs. *Ecological Applications*, 15:1893–1905.

Hansen A & DeFries R, 2007. Land use change around nature reserves: implications for sustaining biodiversity. *Ecological Applications*, 17:972–973.

Harper KA *et al.*, 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Hoboken: Conservation*, 19:768-782,

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP. Plano de Manejo do Parque Estadual Mata dos Godoy, 2004. Disponível em: < <http://www.iap.pr.gov.br/pagina-1218.html>> acessado em: 01 de out. de 2016.

Joly CA, Metzger JP & Tabarelli M, 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, 204:459–473.

- Laurance WF *et al.*, 2015. Reducing the global environmental impacts of rapid infrastructure expansion. *Current Biology*, 25:255–268.
- Laurance WF, Sayer J & Cassman KG, 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology & Evolution*, 29:107–116.
- Laurance WF, Goosem M & Laurance SG, 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24:659–669.
- Laurance WF *et al.*, 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects and the landscape divergence hypothesis, *PLoS ONE* 2: e1017.
- Laurance WF *et al.*, 2001. The future of the Brazilian Amazon. *Science*, 291:438–439.
- Laurance WF & Yensen E, 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Conservation Biology*, 5:77-92.
- Leite MS, Tambosi LR, Romitelli I & Metzger JP, 2013. Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: a Review. *Natureza & Conservação* 11(2):108-118.
- Lepczyk CA *et al.*, 2008. Human impacts on regional avian diversity and abundance. *Conservation Biology*, 22:405–416.
- Lima RNS & Rocha CHB, 2011. Técnicas de sensoriamento remoto e métricas de ecologia da paisagem aplicadas na análise da fragmentação florestal no município de Juiz de Fora – MG em 1987 e 2008. *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR*, Curitiba, PR, Brasil. p.2067.
- Lôbo D *et al.*, 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions*, 17:287–296.
- Londrina, 2012. Lei Municipal 11.681 que Define os Perímetros da Zona Urbana, dos Núcleos Urbanos dos Distritos e Expansão do Distrito Sede do Município de Londrina. Londrina, p.38, 12 de julho.
- Maack R, 1968. *Geografia Física do Estado do Paraná*. Max Roesner. p.350.

- MacArthur RH & Wilson EO, 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press.
- Machado RA & Bernarde PS, 2006. Anfíbios Anuros do Parque Estadual Mata dos Godoy. In: Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy. Torezan JMD (Org.), Itedes. p.105-113.
- Magrath A, Larrinaga AR & Santamaria L, 2012. Effects of Matrix Characteristics and Interpatch Distance on Functional Connectivity in Fragmented Temperate Rainforests. *Conservation Biology*, 26(2):238–247.
- Matlack GR, 1994. Vegetation dynamics of the forest edge: trends in space and successional time. *The Journal of Ecology* 82:113–123.
- Mcdonald RI *et al.*, 2009. Urban effects, distance, and protected areas in an urbanizing world. *Landscape and Urban Planning*, 93:63–75.
- Metzger JP *et al.*, 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142:1166-1177.
- Metzger JP, 2003. Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure. *Environmental Conservation*, 30(4):325-333.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2007. Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização - Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília. [http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/\\_arquivos/biodiversidade31.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf).
- Nagendra H, Southworth J & Tucker C, 2003. Accessibility as a determinant of landscape transformation in western Honduras: linking pattern and process. *Landscape Ecology*, 18:141-158.
- Oberbauer SF *et al.*, 1996. Landscape patterns of carbon dioxide exchange in tundra ecosystems. *Ecological Studies*, 120:223–256.

- Oliveira MA, Santos AM & Tabarelli M, 2008. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, 256:1910–1917.
- Panzacchi M *et al.*, 2010. Effects of land use on small mammal abundance and diversity in a forest farmland mosaic landscape in southeastern Norway. *Forest Ecology and Management*, 259:1536–1545.
- Paula MD, Alves-Costa C & Tabarelli M, 2011. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. *Tropical Conservation Science*, 4:349–358.
- Pauchard A & Alaback PB, 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. *Conservation Biology*, 18:238–248.
- Radeloff VC *et al.*, 2010. Housing growth in and near United States protected areas limits their conservation value. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America USA*, 107:940–945.
- Ries L *et al.*, 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 35: 491–522.
- Robinson GR *et al.*, 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science*, 257:524–526.
- Rodrigues E, 1998. Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil. Tese (Doctor of Philosophy in the subject of Biology) Harvard University Cambridge, Massachusetts.
- Rocha VJ & Sekiama ML, 2006. Mamíferos do Parque Estadual Mata dos Godoy. In: Torezan JMD. *A ecologia da Mata dos Godoy*. Itedes.
- Rossetto EFS & Vieira AOS, 2013. Vascular Flora of the Mata dos Godoy State Park, Londrina, Paraná, Brazil. *Check List*, 9(5):1020–1034.

- Russell GJ *et al.*, 2006. Breeding birds on small islands: island biogeography or optimal foraging? *Journal of Animal Ecology*, 75:324–339.
- Santos BA *et al.*, 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation*, 141: 249–260.
- Santos-Barrera, G & Urbina-Cardona JN. 2011. The role of the matrix-edge dynamics of amphibian conservation in tropical montane fragmented landscapes. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82:679–687.
- Saunders SC *et al.*, 1998. Hierarchical relationships between landscape structure and temperature in a managed forest landscape. *Landscape Ecology*, 13:381–395.
- Saunders SC *et al.*, 2002. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation*, 103:209–225.
- Scariot A *et al.*, 2005. Vegetação e Flora In: Rambaldi DM & Oliveira DAS (orgs.). Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. MMA/SBF. p.104-123.
- Sisk TD, Haddad NM & Ehrlich PR, 1997. Bird assemblages in patchy woodlands: Modeling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Applications*, 7:1170–1180.
- Smith TM *et al.*, 2010. Seagrass patch size affects fish responses to edges. *Journal of Animal Ecology*, 79:275–281.
- Stamps JA, Buechner M & Krishnan VV. 1987. The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *The American Naturalist*, 129:533–552.
- Tabarelli M, Lopes AV & Peres CA, 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica*, 40: 657–661.
- Tabarelli M, Peres CA & Melo FPL, 2012. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, 155:136–140.

Tabarelli M *et al.*, 2012b. A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. *Interciencia*, 37:88-92.

Tews J, Moloney K & Jeltsch F, 2004. Modeling seed dispersal in a variable environment: a case study of the fleshy-fruited savanna shrub *Grewia flava*. *Ecological Modelling*, 175:65–76.

Torezan JMD, 2002. Nota sobre a vegetação da bacia do Rio Tibagi. In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta AO & Pimenta JA. (Eds.). *A bacia do Rio Tibagi*. 2. ed. Londrina. p. 103-107.

Torezan JMD, 2003. Fragmentação florestal e prioridades para a conservação da biodiversidade. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

Tscharntke T *et al.*, 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications*, 12:354–363.

Wenguan Z *et al.*, 2008. Impacts of land-use change on mammal diversity in the upper reaches of Minjiang River, China: implications for biodiversity conservation planning. *Landscape and Urban Planning*, 85:195–204.

Wilson MC *et al.*, 2016. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology*, 31:219–227.

Yamaura Y *et al.*, 2008. Relative importance of the area and shape of patches to the diversity of multiple taxa. *Conservation Biology*, 22(6):1513–1522.

Zau AS & Freitas L, 2007. Efeitos de borda em um trecho de floresta atlântica, parque nacional da tijuca, rio de janeiro, brasil: estrutura física da vegetação arbóreo-arbustiva. Caxambú: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil.

**2. AVALIAÇÃO ECOLÓGICA RÁPIDA ADAPTADA A ÁREAS DE  
INTERIOR DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

**RAPID ECOLOGICAL ASSESSMENT ADAPTED TO INTERIOR AREAS  
OF SEMIDECIDUOUS SEASONAL FOREST**

(artigo a ser submetido à revista Neotropical Biology and Conservation)

## Resumo

Durante as últimas décadas, a preocupação com a perda da biodiversidade estimulou muitas respostas positivas. Apesar disto, enquanto uma parte da biodiversidade do planeta foi “capturada” em áreas protegidas, a maior parte não o foi, e, portanto, continua sujeita a ameaças significativas. Os índices de integridade biótica ou biológica são ferramentas poderosas para auxiliar os tomadores de decisão na escolha de áreas prioritárias para conservação. As Avaliações Ecológicas Rápidas (AER) são um importante meio através do qual são traduzidos os resultados dos investimentos, ou das ações, em conservação da biodiversidade *in situ*. Neste trabalho foi aplicado em 35 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da região de Londrina, PR, sul do Brasil, um método de AER adaptado para áreas de interior de floresta. Buscou-se avaliar se a inserção de novas variáveis traria melhor desempenho para o método na avaliação de áreas de interior de floresta. Foi realizada correlação entre a pontuação das variáveis da AER em cada ponto de amostragem, permitindo avaliar as relações entre elas, e foi analisada a distribuição desta pontuação, que possibilitou determinar aquelas que não possuíram variação ou variaram pouco entre pontos de amostragem. Três variáveis apresentaram baixo potencial de diferenciar áreas de interior de floresta, pois estão relacionadas a áreas com alto grau de perturbação, e podem ser retiradas da avaliação. Já a inserção de mais três espécies vegetais arbóreas de áreas de interior de floresta, trouxe melhoria nos resultados. Sendo assim, a AER adaptada foi eficiente em discriminar áreas florestais com variados graus de integridade.

**Palavras-chave:** Conservação da Biodiversidade; Fragmentação Florestal; Índice de Integridade Biológica

## Abstract

During the last decades, concern about the loss of biodiversity has stimulated many positive responses. Despite this, as a part of biodiversity on the planet was "captured" in protected areas, most of it was not, and therefore remains subject to significant threats. The biological integrity indexes are powerful tools to decision makers in selecting priority areas for conservation. Rapid Ecological Assessments (REA) are an important tool to translate the results of investments, or the actions in conservation biology *in situ*. This work applied a REA method adapted to forest interior areas in 35 fragments of seasonal semi-deciduous forest in

the Londrina region, PR, southern Brazil. The objective of the study was to assess whether the insertion of new variables would bring better performance to the method on the evaluation of interior forest areas. Was held correlation between the score of the variables of the REA in each sampling point, allowing evaluate the relationships between them, and examined the distribution of this score, making possible determine those that possessed no variation or varied little between sampling points. Three variables presented low potential to differentiate forest areas, because they are related to areas with high degree of disturbance, and can be removed from the assessment. Inserting three more arboreal species of interior areas, brought improvement in results. Thus, the REA adapted was efficient in discriminating forest areas with varying degrees of conservation.

**Keywords:** Biological Integrity Index; Conservation Biology; Forest Fragmentation.

## **Introdução**

Durante as últimas décadas, a preocupação com a perda da biodiversidade estimulou muitas respostas positivas. A comunidade internacional colocou aproximadamente 8% das terras do mundo sob o status de protegidas, adotou leis nacionais e internacionais de proteção de espécies ameaçadas de extinção e concordou com uma nova Convenção sobre Diversidade Biológica. Apesar disto, enquanto uma parte da biodiversidade do planeta foi “capturada” em áreas protegidas, a maior parte não o foi, e, portanto, continua sujeita a ameaças significativas. Informações fidedignas e abrangentes sobre a biodiversidade fora de áreas protegidas raramente estão disponíveis, especialmente em países em desenvolvimento (Sayre *et al.*, 2003).

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 (Medeiros e Torezan, 2012). Apesar de algumas limitações, os IIB são considerados adequados para identificar a capacidade do ambiente em manter uma comunidade, com diversidade, estrutura e organização funcional (Tejerina-Garro *et al.*, 2005). Normalmente, o desenvolvimento dos IIB começa identificando áreas representativas das condições de referência contra o qual outras áreas podem ser comparadas usando métricas de composição da comunidade, sendo

conhecidas iniciativas baseadas em insetos (Barbour *et al.*, 1996; Reynoldson *et al.*, 1997), diatomáceas (Pan e Stevenson, 1996), aves (O'Connell *et al.*, 1998), peixes e anfíbios (Simon *et al.*, 2000), e/ou plantas (Mack, 2001; DeKeyser *et al.*, 2003). Enquanto essas abordagens têm melhorado significativamente a especificidade e a sensibilidade dos indicadores, eles têm limitada aplicação para avaliações rápidas, principalmente porque muitos exigem extenso esforço de amostragem e conhecimento taxonômico para caracterização da comunidade (Cohen *et al.*, 2005).

Uma avaliação ecológica rápida (AER) de uma área ou região terrestre é um levantamento flexível, acelerado e direcionado das espécies e tipos vegetacionais. As AER podem utilizar uma combinação de imagens de sensoriamento remoto, sobrevôos de reconhecimento, coletas de dados de campo e visualização de informação espacial para gerar informações úteis para o planejamento da conservação em múltiplas escalas (Sayre *et al.*, 2003). Avaliações rápidas com base em atributos biofísicos facilmente medidos frequentemente são utilizadas como base para a educação do proprietário de terras, desenvolvimento de aplicações, decisões de investimento (por exemplo, fundos de incentivo), prescrição de técnicas de restauração e acompanhamento de mudanças das características de área. Assim, as avaliações deste tipo são um importante meio através do qual são traduzidos os resultados dos investimentos, ou das ações, em conservação da biodiversidade *in situ* (Gibbons e Freudenberger, 2006).

Os métodos de AER são melhor utilizados dentro de um programa abrangente de avaliação, onde estão incluídos o monitoramento intensivo, os inventários e outros estudos especiais. Eles podem gerar monitoramentos ambientais mais abrangentes, estendendo a aplicação geográfica dos conhecimentos derivados destes estudos mais caros e geograficamente restritos (Sutula *et al.*, 2006).

Para avaliação da integridade da vegetação dos fragmentos, 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 (Sayre *et al.*, 2003).

Torezan (2003) adaptou propôs um IIB para ambientes florestais com ênfase no uso e ocupação do solo na paisagem do entorno e na comunidade vegetal dos fragmentos, sendo o objetivo do trabalho auxiliar na escolha de áreas prioritárias para conservação. Medeiros e Torezan, (2013) propuseram uma AER com ênfase na comunidade vegetal do ecossistema FES, baseados em bioindicadores da comunidade vegetal. Os autores compararam esta metodologia com os inventários de vegetação tradicionais, demonstrando a eficácia da AER, porém com menor tempo de trabalho de campo.

O objetivo deste trabalho foi revisar e adaptar a AER proposta por Medeiros e Torezan (2013) para a avaliação de áreas estritamente florestais. Como o método inicial pretendia avaliar as áreas de FES em geral, tanto áreas abertas, quanto áreas íntegras, pretende-se discutir se a inserção de novas variáveis pode proporcionar o mesmo desempenho do método para áreas estritamente florestais e fazer uma análise de sensibilidade do índice de integridade às variáveis individuais.

## **Material e Métodos**

### Área de estudo

A área de estudo está localizada na região norte do estado do Paraná e envolve os municípios de Londrina, Ibiporã, Assaí, Cambé, Arapongas, Rolândia e Apucarana. No total, foi selecionado um polígono que abrange aproximadamente 85.000 ha.

Este polígono foi definido segundo sua importância ecológica destacada, porém com poucos estudos realizados de maneira integrada. No centro desse território se encontra o Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), que abriga biodiversidade destacada (Torezan, 2006; Silveira, 2006). O PEMG é entendido como fonte para a colonização de florestas ao seu redor (Rossi *et al.*, 2009). Corroborando a importância do PEMG, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) apontou o seu entorno como área prioritária para conservação (MMA, 2007). Tal região tem conexão com o Rio Tibagi por meio do Ribeirão Apertados, o qual tem, na parte alta de sua bacia hidrográfica, além do PEMG, a captação de água para abastecimento de Arapongas. Seguindo à jusante, as florestas do Apertados se conectam com outras microbacias hidrográficas vizinhas e às margens do Tibagi. Juntas, as áreas indicadas pelo MMA, a Zona de Amortecimento do PEMG (IAP, 2002) e a área de drenagem do

Ribeirão Apertados, formam um polígono de territórios essenciais para se averiguar, numa escala adequada, as reais ameaças e oportunidades para conservação local.

Na região de estudo, a fisionomia vegetal originalmente dominante é a Floresta Estacional Semidecidual, que tem como principal característica o caráter parcialmente decíduo de parte de suas espécies, sendo que de 20 a 50% dos indivíduos do conjunto florestal perdem suas folhas na estação seca (IBGE, 2012). Esta fisionomia vegetal, que possui as maiores extensões no estado do Paraná (46% do território), antes coberta por florestas, sofreu um intenso processo de fragmentação desde o século XIX, resultando atualmente em poucos e pequenos fragmentos florestais, restritos a 2,3% do seu território original, circundados por extensas áreas ocupadas pela agricultura e pecuária (Ipardes, 2011).

O clima da região, conforme classificação de Köppen, é caracterizado como Cfa, tendo precipitação média de 1500 mm, distribuídos irregularmente durante o ano (Iapar, 2000). As unidades de solo predominantes são Latossolo Vermelho Eutroférico, Nitossolo Vermelho Eutroférico e associações com Neossolos Litólicos (Embrapa, 1999). A região está inserida na bacia hidrográfica do baixo Rio Tibagi.

No total foram escolhidos 35 fragmentos florestais presentes no interior do polígono (Figura 1). Os fragmentos foram escolhidos buscando-se cobrir toda a área do polígono, avaliar fragmentos de diferentes escalas de tamanho e nos diferentes agrupamentos de fragmentos espalhados pela região, tendo como critério eliminatório possuir mais de 20 ha.

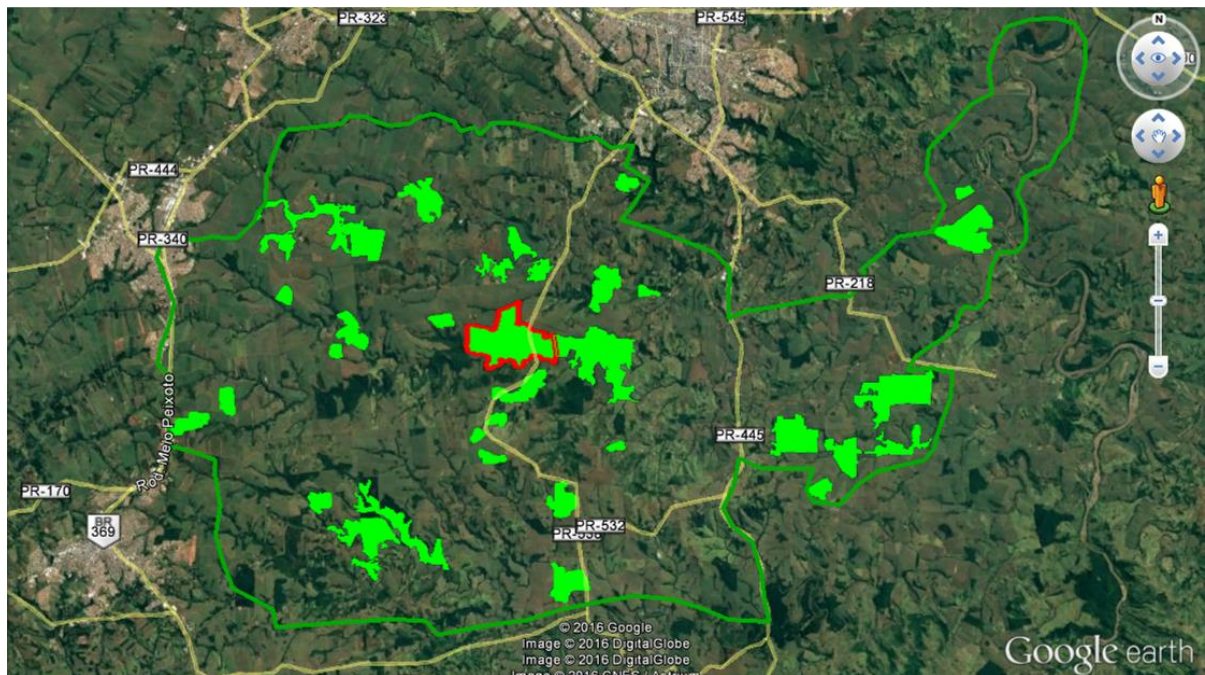


Figura 1. Distribuição dos 35 fragmentos florestais estudados, destacados em verde, no interior do polígono de alta prioridade para conservação, delimitado com linha verde. O Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) está diferenciado com a borda vermelha e foi estudado separadamente de seus vizinhos, já que possui histórico e regime de proteção diferenciados. Os fragmentos foram escolhidos de maneira a cobrir toda a região do polígono, os diferentes gradientes de tamanho e os diferentes agrupamentos de fragmentos, tendo como critério de eliminação possuírem mais de 20 hectares.

#### Coleta dos dados

A coleta de dados se baseou na metodologia de AER proposta por Medeiros e Torezan (2013) com a inserção de novas variáveis. Foram delimitados transectos de aproximadamente 100 m no interior dos fragmentos, com três pontos de avaliação em cada um deles, distantes 25 metros um do outro. Considera-se que cada avaliador possui uma área visual de avaliação de 12 m de raio em cada ponto, somando-se uma área de amostragem de 450 m<sup>2</sup> por ponto, ou 1350 m<sup>2</sup> por transecto. Segundo Sayre *et al.*, (2003), 1.000 m<sup>2</sup> é suficiente para a avaliação de 50 ha de floresta e, por isto, foi delimitado um transecto para fragmentos de até 50 ha. Para cada 50 ha a mais de mata que o fragmento florestal possuía, foi adicionado um transecto na avaliação, até o limite máximo de cinco transectos.

Para definição da localização das transecções, primeiramente eram analisadas imagens de satélite, do programa Google Earth, escolhendo locais onde existia extensão florestal suficiente para instalação do transecto. Foi respeitada uma distância mínima de 100 metros de distância da borda para fragmentos com mais de 100 hectares e 50 metros para fragmentos com tamanho entre 20 a 100 hectares. Foi definida uma distância mínima de 100 metros entre os transectos, porém buscou-se amostrar diferentes regiões dos fragmentos.

Como o objetivo deste trabalho foi a avaliação de áreas florestadas, buscando sempre instalar transectos afastados das áreas de borda e de grandes clareiras, o intervalo de intensidade de conservação (ou degradação) dos fragmentos foi menos amplo do que o utilizado por Medeiros e Torezan (2013), de modo que foram então incluídas quatro novas espécies arbóreas como variáveis, Cedro (*Cedrela fissilis*), - Jaracatiá (*Jaracatia spinosa*), Gabiroba (*Campomanesia xanthocarpa*) e Canjarana (*Cabrlea canjarana*), sendo estas espécies de dossel de interior de floresta e que podem ser rapidamente observáveis e identificáveis.

Segundo a tabela de avaliação sugerida por Medeiros e Torezan (2013), adaptada a este trabalho (Tabela 1), para cada variável, a pontuação de integridade segue uma escala ordinal de 1 (menor integridade) a 5 (maior integridade). Sendo assim, o fragmento com menor integridade atingiria a nota de 15, enquanto o fragmento mais integro poderia atingir 75 pontos.

Tabela 1. Lista de variáveis avaliadas em cada ponto de amostragem da Avaliação Ecológica Rápida (AER), nos 35 fragmentos de floresta na região de Londrina, PR. Foram instalados transectos de 100 m de comprimento a cada 50 ha, sendo no máximo 5 por fragmento. Cada transecto possui 3 pontos de avaliação. Os locais avaliados com estas variáveis poderiam receber nota de 15, menos íntegro, até 75, mais íntegro. As quatro últimas variáveis, indicadas com asterisco, foram adicionadas a tabela original de Medeiros e Torezan (2013), com objetivo de avaliar se o método aumenta a capacidade de avaliar vegetação florestal íntegra.

Variáveis	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	4	3	2	Até 1
3 - Gramíneas exóticas	>70% de CS <sup>1</sup>	Entre 50 a 70% de CS	Entre 20 a <50% de CS	Entre 5 a <20% de CS	Ausente
4 - Outras exóticas	Acima de 6	Até 6	Até 3	1	Ausente
5 - Emaranhado de cipó	Acima de 4	4	3	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	Ausentes	1	2	3	Acima de 3
8 - Orchidaceae	Ausente	1	2	3	Acima de 3
9 - Figueiras ( <i>Ficus</i> spp.)	Só em regeneração	1	2	3	Acima de 3
10 - Palmeiros ( <i>Euterpe edulis</i> )	Ausente	Só em regeneração	1	2	Acima de 2
11 - Peroba rosa ( <i>Aspidosperma polyneuron</i> )	Ausente	Só em regeneração	1	2	Acima de 2
12 - Cedro ( <i>Cedrela fissilis</i> )*	Ausente	Só em regeneração	1	2	Acima de 2
13 - Jaracatiá ( <i>Jaracatia spinosa</i> )*	Ausente	Só em regeneração	1	2	Acima de 2
14 - Gabiroba ( <i>Campomanesia xanthocarpa</i> )*	Ausente	Só em regeneração	1	2	Acima de 2
15 - Canjarana ( <i>Cabralea canjarana</i> )*	Ausente	Só em regeneração	1	2	Acima de 2

<sup>1</sup> Cobertura de Solo

Fonte: adaptado de Medeiros e Torezan (2013)

### Análise dos dados

Para avaliar se a aplicação da AER foi eficiente e se as variáveis inseridas se relacionaram com seus grupos de variáveis correspondentes, foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson. A pontuação de cada variável em cada ponto de amostragem foi correlacionada com cada uma das outras variáveis, permitindo identificar as relações entre os grupos de variáveis relacionadas, além de identificar aquelas que não apresentavam relação com nenhuma das demais. Além disto, foi analisado o conjunto da pontuação de cada uma das variáveis obtida nos pontos de avaliação e sua distribuição entre as cinco notas possíveis, com intuito de identificar aquelas que não apresentaram variação ou variaram pouco nos ambientes amostrados e que não foram determinantes distinguir os diferentes ambientes florestais da região.

### Resultados

No total, foram distribuídos 101 transectos e 303 pontos de amostragem. Os resultados apontaram que novas variáveis inseridas na lista de variáveis da AER, responderam positivamente para a avaliação da integridade dos fragmentos, adicionalmente à tabela original de Medeiros e Torezan (2013), permitindo maior discriminação entre fragmentos florestais com diferentes estados de conservação.

Foi possível observar uma grande variação tanto entre os fragmentos florestais amostrados, como dentro de cada local, sendo possível perceber, em alguns casos, alteração de uma região com pontuação alta para uma de pontuação muito baixa em uma distância de 25 m.

A análise de correlação (Tabela 2) indicou haver relação entre os grupos de variável-resposta propostos por Medeiros (2010). Por exemplo, as espécies arbóreas estão relacionadas entre si, com a presença de epífitas e orquídeas e também com o aumento da espessura da serapilheira.

Tabela 2. Coeficiente de correlação entre as variáveis ecológicas avaliadas em fragmentos florestais na região de Londrina, PR, sul do Brasil.

Variáveis	Serrapilheira	Mortas em pé	Gramíneas exóticas	Outras Exóticas	Emaranhado de cipó	Eco-unidades	Epífitas vasculares	Orquídeas	Figueiras	Palmiteiros	Peroba	Cedro	Jaracatiá	Gabiroba
Serrapilheira		0,685	0,248	0,412	0,648	0,634	0,853	0,705	0,857	0,840	0,885	0,852	0,708	0,901
Mortas em pé	0,685		0,389	0,877	0,962	0,937	0,837	0,485	0,595	0,771	0,655	0,607	0,477	0,642
Gramíneas exóticas	0,248	0,389		0,500	0,362	0,346	0,203	0,096	0,118	0,178	0,142	0,120	0,094	0,129
Outras Exóticas	0,412	0,877	0,500		0,867	0,851	0,549	0,259	0,319	0,481	0,384	0,325	0,255	0,350
Emaranhado de cipó	0,648	0,962	0,362	0,867		0,962	0,835	0,432	0,530	0,734	0,640	0,540	0,425	0,582
Eco-unidades	0,634	0,937	0,346	0,851	0,962		0,820	0,431	0,532	0,727	0,625	0,532	0,431	0,569
Epífitas vasculares	0,853	0,837	0,203	0,549	0,835	0,820		0,618	0,752	0,916	0,836	0,774	0,609	0,814
Orquídeas	0,705	0,485	0,096	0,259	0,432	0,431	0,618		0,901	0,839	0,872	0,903	0,930	0,886
Figueiras	0,857	0,595	0,118	0,319	0,530	0,532	0,752	0,901		0,886	0,917	0,956	0,868	0,951
Palmiteiros	0,840	0,771	0,178	0,481	0,734	0,727	0,916	0,839	0,886		0,906	0,910	0,827	0,911
Peroba	0,885	0,655	0,142	0,384	0,640	0,625	0,836	0,872	0,917	0,906		0,915	0,873	0,933
Cedro*	0,852	0,607	0,120	0,325	0,540	0,532	0,774	0,903	0,956	0,910	0,915		0,869	0,973
Jaracatiá*	0,708	0,477	0,094	0,255	0,425	0,431	0,609	0,930	0,868	0,827	0,873	0,869		0,847
Gabiroba*	0,901	0,642	0,129	0,350	0,582	0,569	0,814	0,886	0,951	0,911	0,933	0,973	0,847	
Canjarana*	0,794	0,931	0,272	0,701	0,909	0,888	0,923	0,684	0,767	0,919	0,814	0,771	0,669	0,801

\*Espécies inseridas neste estudo.

Os dados de estrutura florestal, como a presença de determinadas ecounidades e presença de emaranhados de cipó, que são correlacionados, assim como os dados de perturbações externas, presença de espécies exóticas e árvores mortas em pé, indicam que estas perturbações externas influenciam diretamente na estrutura florestal presente. A única variável que não apresentou correlação com nenhuma das outras foi a presença de gramíneas exóticas. Acredita-se que, por terem sido escolhidas áreas florestais e longe de bordas para a

instalação dos transectos, a presença de gramíneas estaria mais relacionado à presença de trilhas e às regiões de borda, estando ausentes do interior dos fragmentos.

Quando avaliada a distribuição da pontuação de 1 a 5 recebida por cada variável em cada ponto de avaliação nos fragmentos, é possível identificar a capacidade de discriminação de cada uma delas. Se a variável apresenta pouca variação entre os pontos de amostragem, demonstra que foi pouco importante para determinar alterações no ambiente. A maioria das variáveis apresentou boa distribuição das notas, indicando serem úteis na distinção dos níveis de integridade entre os pontos (Figura 2).

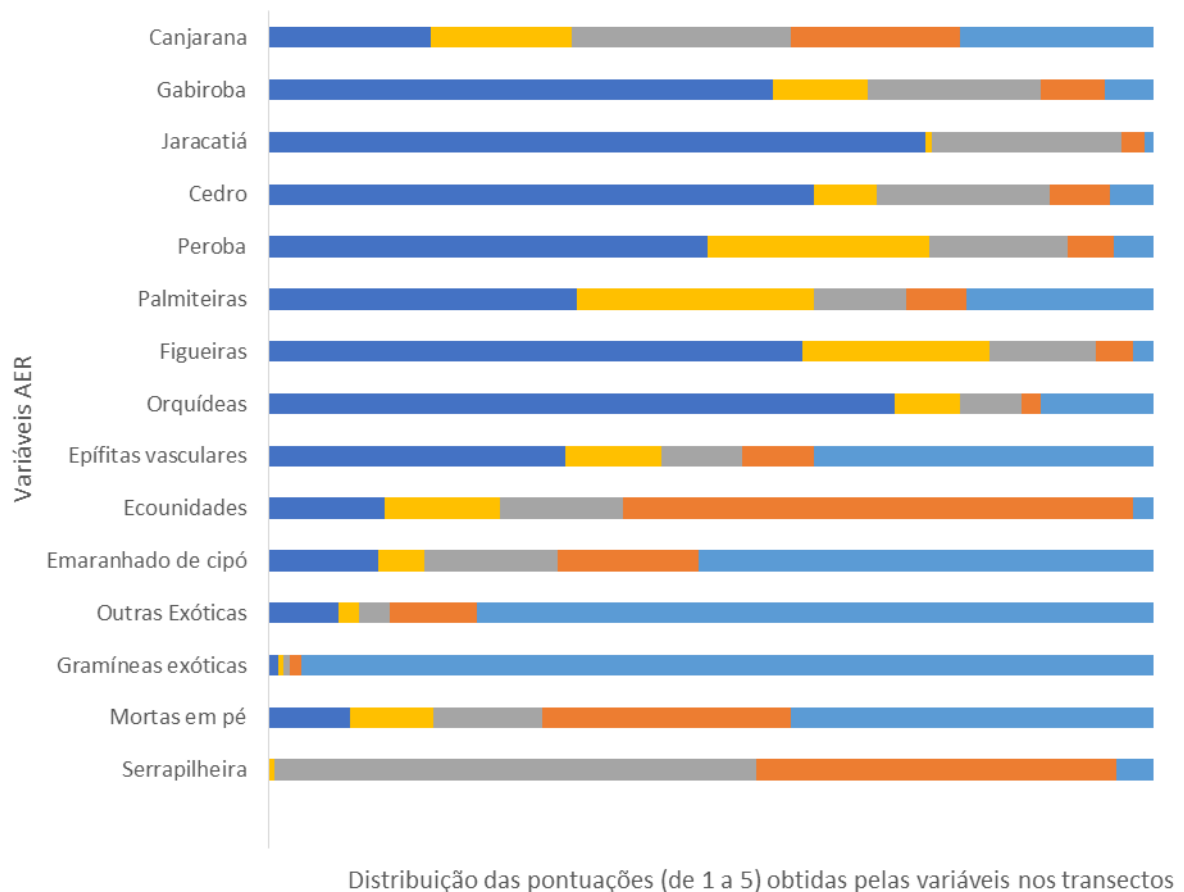


Figura 2. Distribuição da pontuação de 1 a cinco de cada uma das variáveis da Avaliação Ecológica Rápida obtidas nos trezentos e três pontos de avaliação realizados nos fragmentos da região de Londrina, PR, sul do Brasil. Cada cor e espessura das barras do eixo “x” representam cada uma das cinco notas possíveis e sua representatividade, respectivamente, no

total de pontos realizados para cada uma das variáveis, sendo que a pontuação aumenta da esquerda para a direita.

A variável que apresentou menor variação de notas entre os pontos foi a “presença de gramíneas exóticas”, totalizando cinco pontos em 96% dos pontos avaliados, o que demonstra que praticamente não foi detectada a presença de gramíneas exóticas nas áreas avaliadas. Outra variável que apresentou pouca variação foi a “presença de outras exóticas”, com 76% da pontuação chegando a cinco. A variável “Jaracatiá”, também apresentou pouca variação, sendo que 74% foi representado pela nota cinco e outros 21% pela nota três.

## **Discussão**

A aplicação da AER em 101 transectos reforçou as sugestões da literatura sobre a efetividade desta técnica como forma de avaliação rápida da integridade de fragmentos florestais. As variáveis permitiram distinguir gradientes de qualidade ambiental. A inserção de algumas variáveis e a exclusão de outras permitiu a melhoria dos resultados. Medeiros e Torezan (2013), indicam que a técnica pode ser adaptada e aprimorada para outras realidades, desde que embasadas por conhecimento técnico e que sejam feitos os testes necessários.

As variáveis que indicam a composição estrutural da vegetação (2 – Árvores mortas em pé; 4 – Outras exóticas; e 5 – Emaranhado de cipó) apresentaram alta correlação entre si, demonstrando que existe complementaridade entre elas, de modo que as mesmas são eficientes para detectar alterações no ambiente. A presença de gramíneas exóticas (3) não apresentou correlação com nenhuma outra, provavelmente em função de terem sido avaliadas apenas áreas internas dos fragmentos, onde estas espécies dificilmente conseguem se desenvolver.

As variáveis 7 (Epífitas vasculares exceto Orchidaceae), 8 (Orchidaceae), 9 (Figueiras), 10 (Palmiteiros) e 11 (Peroba-rosa) são compostas por espécies de relevância especial para a FES (Medeiros, 2010) e também apresentaram alta correlação com as outras quatro espécies indicadas neste trabalho, indicando que elas estão ligadas com as outras e podem auxiliar na complementação do método. A inserção das espécies cedro, gabioba e canjarana indicaram contribuir para a aferição da integridade biológica das áreas centrais dos fragmentos, pois apresentaram boa distribuição de pontuação nos fragmentos estudados,

indicando serem sensíveis às variações dos ambientes. Como o objetivo foi avaliar áreas internas de matas, com distância mínima de bordas de 50m, mas que na maioria das vezes foi de 100m, estas espécies podem ser importantes indicadores de integridade ou de perturbações.

Análise de sensibilidade da AER para diferenciar a integridade biológica entre as áreas estudadas, a partir de distribuição das notas relativas a cada variável, indicou que três delas não são eficientes para distinguir integridade de áreas florestais e podem ser excluídas. A presença de gramíneas exóticas depende da existência de áreas abertas, já que são organismos dependentes de grande incidência luminosa. A presença de outras exóticas, não gramíneas, também está relacionada com áreas perturbadas e com a proximidade da matriz, que em geral é a fonte de sementes destas espécies. Jaracatiá, apesar de ser uma espécie nativa, também é uma pioneira, podendo ser observada em bordas ou em áreas com clareiras. Como este estudo objetivou avaliar áreas internas dos fragmentos, não seria esperada a presença desta espécie em grande parte dos pontos de amostragem.

Desta forma, estudos que busquem determinar a integridade biológica de áreas estritamente florestais, sendo excluídas áreas de borda e locais com níveis altos de degradação, sugere-se utilizar na AER as quatro espécies indicadoras de ambientes bem conservados propostos neste estudo e que são de fácil identificação e visualização. Sugere-se também a exclusão das variáveis gramíneas exóticas e outras exóticas para avaliação destes tipos de ambiente. A AER adaptada foi eficiente em discriminar os diferentes graus de degradação de áreas florestais de maneira rápida.

## **Referencias**

- BARBOUR M.T.; GERRITSEN, J.; WHITE, J.S. 1996. Development of the Stream Condition Index for Florida. Tallahassee, Florida Department of Environmental Protection.
- COHEN, M.J.; LANE, C.R.; REISSK. C.; SURDICK, J.A.; BARDI, E.; BROWN, M.T. 2005. Vegetation based classification trees for rapid assessment of isolated wetland condition. *Ecological Indicators*, 5:189–20.

DEKEYSER, E.S.; KIRBY, D.R.; ELL, M.J. 2003. An index of plant community integrity: development of the methodology for assessing prairie wetland plant communities. *Ecological Indicators*, 3:119–133.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1999. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos.

GIBBONS, P.; FREUDENBERGER, D. 2006. An overview of methods used to assess vegetation condition at the scale of the site. *Ecological Management & Restoration*, 7:10–17.

IAPAR-Instituto Agrônômico do Paraná. 2000. *Cartas climáticas do Estado do Paraná*. Londrina, IAPAR. Disponível em: [http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/Prognosticos/agrometeorologia\\_2010\\_11.pdf](http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/Prognosticos/agrometeorologia_2010_11.pdf). Acesso em: 03/04/2016.

IAP-Instituto Ambiental do Paraná, 2002. Plano de Manejo do Parque Estadual Mata dos Godoy. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/pagina-1218.html>. Acesso em 02/03/2016.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. 2ªed revisada e ampliada. Rio de Janeiro, IBGE. P.271.

IPARDES – Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. 2011. *Índice Iparades de Desempenho Municipal (IPDM)*. Curitiba, Iparades.

MACK, J.J. 2001. Vegetation index of biological integrity (VIBI) for wetlands: ecoregional, hydrogeomorphologic, and plant community comparisons with preliminary wetland aquatic life use designations. Final Report to the United States Environmental Protection Agency. Wetland Ecology Group, Division of Surface Water. Disponível em: <http://epa.ohio.gov/dsw/tmdl/OhioIntegratedReport.aspx#123143416-water-resource-inventories>. Acesso em: 04/03/2015.

MEDEIROS, H.R.; TOREZAN, J.M. 2013. Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(5):4373-4382.

MEDEIROS, H.R. 2010. Avaliação Ecológica Rápida: uma ferramenta para avaliação de integridade ecológica de remanescentes florestais. Londrina, Paraná. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Londrina, 91p.

MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2007. Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização - Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília. [http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/\\_arquivos/biodiversidade31.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf).

O'CONNELL, T.J.; JACKSON, L.E.; BROOKS, R.P., 1998. A bird community index of biotic integrity for the mid-Atlantic highlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 51:145–156.

PAN, Y.; STEVENSON, R.J. 1996. Gradient analysis of diatom assemblages in western Kentucky wetlands. *Journal of Phycology*, 32:222–232.

REYNOLDSON, T.B.; NORRIS, R.H.; RESH, V.H.; DAY, K.E.; ROSEMBERG, D.M. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assesses water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 16:832-852.

ROSSI, L.B.; MOTA, T.D.; MCCRATE, G.B.; ARASAKI, M.O.; VASCONSELOS, G.A.S.; SILVA, J.C.; PANACHÃO, E.I. 2007. A importância de áreas adjacentes à uma Unidade de Conservação urbana para a manutenção de populações de mamíferos de médio porte. In: Congresso de Ecologia do Brasil, 8º, Caxambú, MG.

SAYRE, R.; ROCA, E.; SEDAGHATKISH, G; YOUNG, B.; KEEL, S.; ROCA, R.; SHEPPARD, S. 2003. *Natureza em foco: Avaliação Ecológica Rápida*. Arlington, The Nature Conservancy. 175 p.

SILVEIRA, M. A vegetação do parque estadual Mata dos Godoy. In: Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy. Londrina, ITEDES, p. 19-27.

SIMON, T.P.; JANKOWSKI, R.; MORRIS, C. 2000. Modification of an index of biotic integrity for assessing vernal ponds and small palustrine wetlands using fish, crayfish, and amphibian assemblages along southern Lake Michigan. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 3:407–418.

SUTULA, M.A.; STEIN, E.D.; COLLINS, J.N.; FETSCHER, A.E.; CLARK, R. 2006. A practical guide for the development of a wetland assessment method: the California experience. *Journal of the American Water Resources Association*, 42:157–175.

TOREZAN, J.M.D. 2006. *Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy*. Londrina, ITEDES.

TOREZAN, J.M.D. 2003. *Fragmentação Florestal e Prioridades para a Conservação da Biodiversidade*. São Carlos, SP. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

TEJERINA-GARRO, F.L., MALDONADO, M., IBAÑEZ, C., PONT, D., ROSET, N; OBERDORFF, T. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1):91-108.

**3. PROXIMIDADE DE ESTRADAS E ZONAS URBANAS AFETAM A INTEGRIDADE BIOLÓGICA DE FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

**PROXIMITY OF ROADS AND URBAN AREAS AFFECT THE BIOLOGICAL INTEGRITY OF SEMIDECIDUOUS SEASONAL FOREST FRAGMENTS**

(artigo a ser submetido à revista Natureza & Conservação)

## **Resumo**

A intensidade das atividades humanas ao redor dos fragmentos florestais, além das características específicas deste fragmento, levam a alterações na comunidade biológica, muitas vezes inviabilizando a retomada da integridade original. Reconhecer quais os principais fatores que influenciam a manutenção da qualidade e as formas de proteção e restauração desta integridade, é fundamental para a conservação dos habitats na paisagem. Foi avaliada a integridade biológica de 35 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual em uma região de alta prioridade para conservação no município de Londrina, PR, sul do Brasil, e a relação desta integridade com suas características individuais, tamanho e forma, e as da paisagem a qual estão inseridos, isolamento e presença de estruturas humanas, com intuito de relacionar quais destas características mais influência no resultado da integridade. Foi realizada correlação de Pearson para determinar esta relação. Foi realizada ainda uma análise de Modelos Lineares Generalizados, para avaliar quais das variáveis listadas apresentaram maior influência na integridade biológica conjuntamente. A presença de estradas de fluxo regional foi a variável que mais influenciou a integridade dos fragmentos, seguida pela proximidade de zonas urbanas grandes. Conjuntamente, a presença de estradas de fluxo regional se relaciona com a forma e com o tamanho dos fragmentos, indicando que estas três variáveis são as mais importantes para explicar as variações da integridade biológica dos fragmentos da região.

**Palavras-chave:** Biodiversidade; Ecologia de Paisagem; Fragmentação Florestal, Integridade Biológica; Manejo da Paisagem.

## **Abstract**

The intensity of human activities around the forest patches, and the specific features of this fragment, can lead to changes in the biological community, often making it impossible to resume the original integrity. Recognize what are the main factors influencing the maintenance of quality and the forms to protection and restoration of this integrity are fundamental to the conservation of habitats in the landscape. We assessed the integrity of 35 of the seasonal semi-deciduous forest fragments in a high priority for conservation region in the municipality of Londrina, PR, southern Brazil and we evaluated the relationship of this

integrity with their individual, size and shape, and with the landscape, isolation and presence of human structures, features which are inserted, in order to relate which of these features more influenced in the outcome of integrity. Pearson correlation was performed to determine this relationship. Was performed even an analysis of Generalized Linear Models, to assess which of the listed variables showed greater influence on biological integrity. The presence of regional flow roads was the variable that most influenced the integrity of the fragments, followed by the proximity of large urban areas. Together, the first variable relates to the shape and the size of the fragments, indicating that these three variables are the most important to explain the variations in the biological integrity of the fragments in the region.

**Keywords:** Biodiversity; Biological Integrity; Forest Fragmentation; Landscape Ecology; Landscape management.

## **Introdução**

A perda e a fragmentação dos habitats florestais causados pelo desmatamento parecem promover alterações drásticas no funcionamento do ecossistema e na viabilidade das populações que são forçadas a residir nas paisagens antrópicas (Tabarelli 2012). Compreender como sistemas ecológicos são afetados por estas alterações tem sido desafiador devido as inúmeras formas independentes as quais as paisagens mudam após a perda de habitat, conjuntamente com a complexidade resultante de alterações nas comunidades ecológicas. (Brudvig 2015).

Tabarelli *et al.* (2012b) alerta que paisagens antropizadas em geral favorecem um pequeno conjunto de estratégias biológicas e assim mantem assembleias empobrecidas nos habitats afetados pelo efeito de borda, levando remanescentes florestais e manchas de floresta secundária a convergir em termos de estrutura de comunidade e funções ecossistemicas tanto pelo processo de degeneração quanto de regeneração de florestas. Neste contexto, atributos-chave a nível de comunidade ou ecossistema (por exemplo, riqueza de espécies, composição ecológica e biomassa acima do solo) são determinados por uma combinação de métricas de fragmento e paisagem, como tamanho e conectividade. Joly *et al.* (2014) alerta que a riqueza de espécies não pode ser explicada por uma simples relação espécie-área, desconsiderando a matriz e outros efeitos de paisagem.

Em paisagens antrópicas da Mata Atlântica, habitats com característica de borda e de matriz com vegetação aberta são aparentemente adequadas para um subconjunto muito limitado de espécies florestais generalistas, além de espécies adaptadas a perturbações que ocorrem quase exclusivamente nesses habitats (Filgueiras *et al.*, 2015).

Tabarelli (2012) relata que os estudos já realizados na floresta Atlântica permitem pelo menos quatro generalizações importantes. Em primeiro lugar, florestas nativas em paisagens que consistem apenas de fragmentos florestais muito pequenos tendem a tornarem-se capoeiras. Segundo, quanto maior a conectividade estrutural entre os fragmentos de floresta nativa maior a probabilidade de persistência da biodiversidade nas paisagens antrópicas. Terceiro, florestas em regeneração após corte raso, florestas nativas manejadas e florestas plantadas com espécies exóticas ou nativas podem oferecer, em função do tipo de manejo florestal, habitats adequados para muitas espécies, principalmente aquelas adaptadas às perturbações antrópicas (Fonseca *et al.*, 2009). Quarto, outras ações humanas como a caça, a extração de madeira e a coleta de plantas reduzem ainda mais o tamanho das populações que são afetadas negativamente pela perda e fragmentação de habitats, reduzindo drasticamente os serviços prestados e o valor de conservação das paisagens antrópicas.

O efeito da intensidade de uso da terra, fora das áreas de vegetação natural, na riqueza de espécies dentro destas também varia. Em geral, conforme estas áreas aumentam de tamanho, diminui o efeito da intensidade de uso de terra externo sobre a riqueza de espécies internamente (Butsic *et al.* 2012). No entanto, quanto mais intensivo o uso da terra no entorno de uma determinada área natural, menor a influência do tamanho na manutenção dos fluxos ecológicos (Hansen & Rotella 2002; Vester *et al.* 2007).

Lira *et al.* (2012), apontaram que a dinâmica da floresta Atlântica na região do Planalto de Ibiuna estava diretamente relacionada com a densidade de estradas e uso da terra no passado (construções e expansão da agricultura) e variação da declividade. Além disso, as alterações causadas pelas estradas têm efeitos a longo prazo sobre essas dinâmicas, atuando como propulsores da mudança na paisagem.

Sendo assim, este trabalho testou as hipóteses de que: fragmentos maiores possuem maior integridade biológica (i); fragmentos com menor relação perímetro/área ou mais

próximos do formato circular, possuem maior integridade biológica (ii); a disposição agrupada de fragmentos é mais importante para a manutenção da integridade biológica na paisagem, do que fragmentos isolados (iii); a proximidade de estruturas antrópicas influencia a integridade biológica de fragmentos florestais espalhados na paisagem (iv).

## **Materiais e Métodos**

### **Área de estudo**

A área de estudo está localizada na região norte do estado do Paraná, tendo como foco principal uma área indicada como prioritária para conservação pelo MMA (2007) na região sul do município de Londrina, além de abranger outros municípios vizinhos. No total, foi selecionado um polígono que abrange aproximadamente 85.000 ha.

Este polígono foi definido segundo sua importância ecológica, tendo em sua região central o Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) e sua zona de amortecimento, que abriga biodiversidade destacada (Torezan 2006). Tal região tem conexão até o Rio Tibagi por meio da bacia hidrográfica do Ribeirão dos Apertados. Do Rio Tibagi segue-se ao norte de acordo com o que foi indicado pelo polígono de área prioritária para conservação do MMA (2007). A região de estudo é formada por uma matriz agropecuária, tendo como principal atividade a agricultura anual, principalmente a soja e o milho, seguida pela pastagem.

No total foram escolhidos 35 fragmentos florestais, acima de 20 ha, presentes no interior do polígono (Fig. 3). Os fragmentos foram escolhidos buscando-se: cobrir toda a área do polígono; avaliar fragmentos de diferentes escalas de tamanho; e os diferentes agrupamentos de fragmentos espalhados pela região. O fragmento representado pelo PEMG foi destacado dos outros dois fragmentos vizinhos, por se tratar de uma Unidade de Conservação (UC) e possuir status de proteção diferenciado, enquanto os outros fragmentos vizinhos possuem histórico de alterações e estão em propriedade privadas.

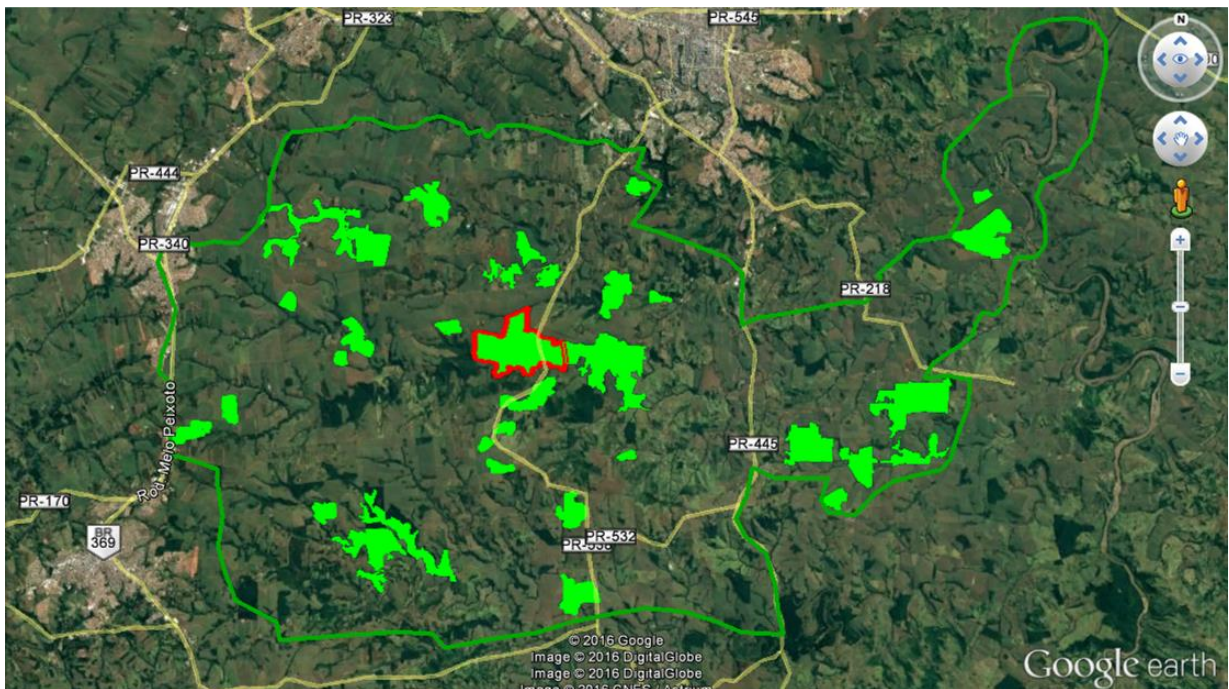


Figura 3. Distribuição dos 35 fragmentos florestais estudados, destacados em verde, no interior do polígono de destacada importância para conservação, delimitado com linha verde. O Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), que possui relevante importância para conservação na região, está destacado com as bordas em vermelho e foi estudado separadamente de seus vizinhos. Os fragmentos foram escolhidos de maneira a cobrir toda a região do polígono, os diferentes gradientes de tamanho e os diferentes agrupamentos de fragmentos, tendo como critério de eliminação possuírem mais de 20 hectares.

Para avaliação da integridade biológica dos fragmentos, foi utilizada a metodologia AER proposta por Medeiros & Torezan (2013), adaptada para uso no interior de fragmentos florestais (ver capítulo 1). Foram instalados transectos de 100 m de comprimento a cada 50 ha de área dos fragmentos florestais, sendo no máximo 5 transectos por fragmento. Em cada transecto eram realizados 3 pontos de amostragem, distantes 25 m um do outro e 12 m do início e do fim do transecto, de maneira que cada ponto de amostragem cobria uma área com aproximadamente 12 m de raio.

Para a avaliação do tamanho, da relação perímetro/área, da distância entre os fragmentos e destes com as estruturas antrópicas foi utilizado o software livre Google Earth Pro.

### Análise dos dados

Foi realizada correlação de Pearson entre o valor do índice de integridade biológica de cada um dos fragmentos, obtida por meio da AER, e as variáveis tamanho e forma dos fragmentos, distância do fragmento mais próximo, distância do PEMG, distância de áreas urbanas (independentemente do tamanho, incluindo distritos rurais), distância de áreas urbanas acima de 20.000 habitantes, distância de estradas asfaltadas e distância de estradas asfaltadas com tráfego regional. Para análise da forma, foram utilizadas duas metodologias: a Relação Perímetro/Área (RPA) e o Índice de Patton (Patton). Os valores da RPA, obtida pela fórmula  $RPA = P/A$ , onde “P” é o perímetro e “A” a área dos fragmentos, variam de 0 (zero) a 1 (um), sendo que os fragmentos com um índice mais próximos de 0, apresentam forma bastante irregular e os próximos de 1, formas mais regulares. Para as análises do índice de Patton, obtido pela fórmula  $Patton = P/2\sqrt{\pi A}$ , os valores foram agrupados em 5 categorias, baseadas na classificação de Henao (1988), sendo: Redondo:  $Patton < 1.25$ , Oval redondo:  $1.25 < Patton < 1.75$ , Retangular:  $1.76 > Patton < 2$  e Amorfo:  $Patton > 2$ . Foi realizada uma análise de Modelo Linear Generalizado (GLM), possibilitando avaliar quais das variáveis listadas representaram maior influência para as variações dos resultados da integridade biológica. A seleção dos modelos foi feita por meio do Critério de Informação de Akaike. Foi feita uma Análise de Componentes Principais (PCA) entre as variáveis resultantes do modelo, permitindo avaliar as relações entre elas. Para calcular as variáveis de distância foi utilizada a distância euclidiana simples (menor distância em linha reta). No caso da distância do fragmento vizinho mais próximo, foi utilizado critério de tamanho mínimo de 20 ha.

### Resultados

Foram avaliados 35 fragmentos florestais, somando uma área de 6850 ha de floresta nativa. O Índice de Integridade Biológica obtido por meio da AER variou de 22,4 a 46,3. As infraestruturas antrópicas (estradas e áreas urbanas) espalhadas pela paisagem e a forma irregular dos fragmentos foram as variáveis que tiveram maior correlação com as variações de integridade biológica dos fragmentos, influenciando negativamente. O modelo que melhor explicou as relações entre as variáveis da paisagem e as alterações da integridade possuía as variáveis Estradas Regionais, Índice de Patton e a Área.

Foi possível avaliar fragmentos de diversos tamanhos e formas e com grande variação de distâncias entre as variáveis da paisagem (Tabela 3). Com os resultados do RPA, é possível perceber que os fragmentos estudados apresentam formas irregulares de maneira geral. As análises do índice de Patton indicaram que 14% dos fragmentos apresentaram formato redondo, 37% oval redondo, 17% retangular e 31% amorfos.

Tabela 3. Relação das variáveis avaliadas de cada um dos fragmentos, o maior e o menor valor encontrado e a média de cada uma.

Variáveis Avaliadas	Maior valor	Menor Valor	Média
AER	46	22	32
Tamanho (m <sup>2</sup> )	8820000	203000	1957137
RPA	0,013	0,002	0,007
Patton	4,35	1,14	1,93
Distância entre fragmentos (m)	1527	28	450
Distância do PEMG (m)	22685	28	7900
Distância de Estradas (m)	9650	0	2721
Distância de áreas Urbanas (m)	8145	70	3348
Distância de Estradas de fluxo regional (m)	13400	180	7615
Distância de áreas Urbanas acima de 20.000 hab. (m)	18600	66	7760

Analisando a correlação entre as variáveis da paisagem com o valor obtido pela AER (Tabela 4), foi a distância dos fragmentos estudados às estradas de fluxo regional que apresentou mais correlação, obtendo-se um valor de 0,4653 ( $P = 0,0048$ ). Ficou clara a diferença da influência das estradas de tráfego regional, em comparação com estradas pavimentadas simples. Quando estas foram inseridas na análise, o resultado foi de -0,1629 ( $P = 0,349$ ), não influenciando a integridade dos fragmentos.

Também ficou clara a diferença da influência dos grandes centros urbanos em relação aos pequenos. A correlação com as áreas urbanas no geral foi de 0,1092 ( $P = 0,5322$ ). Porém, somente com as áreas urbanas maiores, a correlação foi de 0,346 ( $P = 0,0417$ ), o segundo resultado mais representativo encontrado, indicando que os pequenos centros urbanos, ou os chamados distritos rurais, geram pouca influência para a integridade dos fragmentos.

Outra variável que demonstrou influenciar na integridade dos fragmentos foi a forma, principalmente aquela definida pelo índice de Patton, que busca avaliar quanto um fragmento

se aproxima da forma arredondada. O resultado foi -0,300 ( $P = 0,0790$ ), apresentando correlação negativa, já que os valores mais baixos indicam forma mais circulares e valores mais altos, formas mais irregulares.

As outras variáveis não apresentaram correlações significativas. A correlação entre a AER e RPA foi de -0,157 ( $P = 0,366$ ), entre AER e a distância entre os fragmentos estudados e o PEMG foi de -0,1546 ( $P = 0,3751$ ) e entre a AER e a distância do fragmento estudado em relação ao outro fragmento foi de -0,064 ( $P = 0,7141$ ). Destaca-se a correlação entre a AER e o tamanho dos fragmentos, com o valor de -0,0143 ( $P = 0,935$ ), indicando baixa correlação entre o Índice de Integridade e o tamanho dos fragmentos nesta região.

Tabela 4. Coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis da paisagem e os resultados da Avaliação Ecológica Rápida nos 35 fragmentos estudados na região de Londrina/PR.

Relação das Variáveis com a AER	Coeficiente de Pearson	p-valor
AER X Est. de Fluxo Regional	0,465	0,005
AER X Estradas	-0,163	0,349
AER X Áreas Urbanas	0,346	0,042
AER X Áreas Urbanas Grandes	0,109	0,532
AER X Patton	-0,300	0,079
AER X RPA	-0,157	0,366
AER X Distância entre fragmentos	-0,064	0,714
AER X Distância PEMG	-0,155	0,375
AER X Tamanho	-0,014	0,935

Os resultados do GLM (Tabela 5) indicaram que as variáveis que conjuntamente melhor explicam as variações da integridade biológica dos 35 fragmentos estudados foram a distância de estradas de fluxo regional, o índice de Patton e o tamanho.

Tabela 5. Modelo Linear Generalizado (GLM) com as variáveis que melhor explicam as variações dos resultados da Integridade Biológica dos 35 fragmentos avaliados na região de Londrina/PR.

	Estimativa	Erro padrão	t valor	Pr (> [t])	
(Interssessão)	31,02	2,995	10,358	$1,37 \cdot 10^{-11}$	***
Área	$1,115 \cdot 10^{-6}$	$4,457 \cdot 10^{-7}$	2,502	0,017829	*
Patton	-4,300	1,302	-3.303	0.002416	**
Estrada Regional	$9,924 \cdot 10^{-4}$	$2,471 \cdot 10^{-4}$	4,017	0.000349	***

A Análise dos Componentes Principais (PCA) entre as variáveis do modelo indica que existe uma relação baixa entre elas (Figura 4). As variáveis que mais se relacionam são Índice de Patton e a Área, enquanto Distância de Estradas de Fluxo Regional (Est\_reg) não apresenta relação com nenhuma delas.

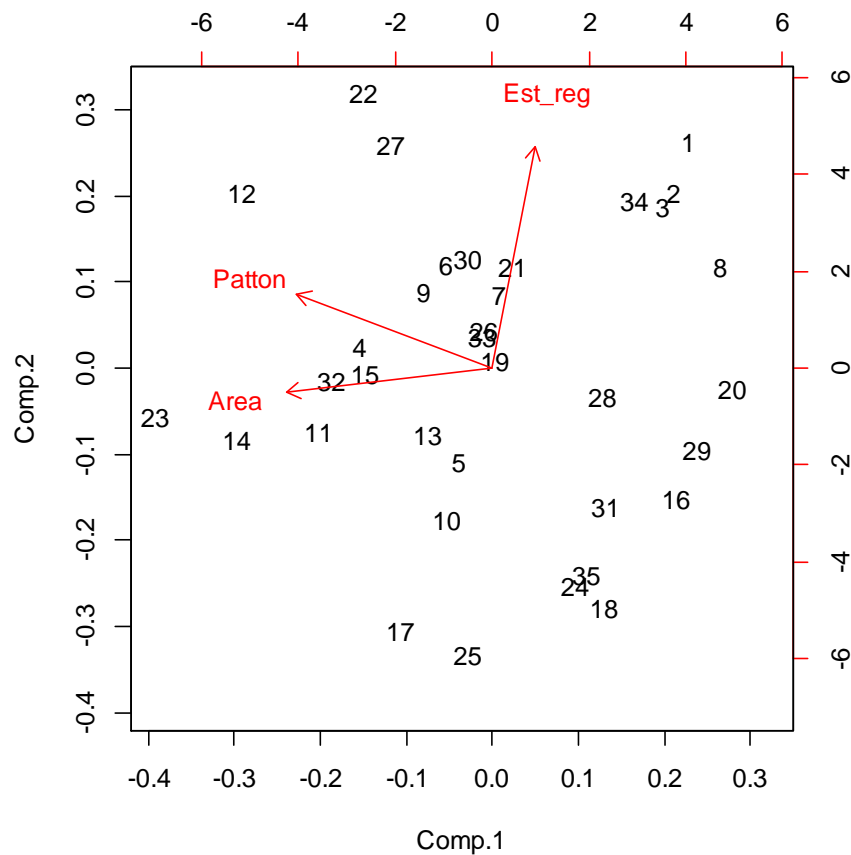


Figura 4. Análise de Componente Principal (PCA) entre as variáveis que explicam as variações da Integridade Biológica dos 35 fragmentos florestais avaliados na região de Londrina/PR.

## Discussão

As características da matriz demonstraram influenciar a integridade biológica no interior de fragmentos florestais. As atividades humanas intensas, como as estradas e áreas urbanas, tiveram grande relação com as variações da integridade. Quanto mais afastado de estradas de fluxo regional, com formato mais arredondado e com tamanho maior um fragmento, melhor será sua integridade biológica.

A presença humana é extremamente impactante para a qualidade ecológica dos fragmentos florestais. Este estudo indicou que conforme aumenta a intensidade das atividades humanas próximo aos fragmentos, a integridade diminui, o que confirma a hipótese (iv) deste

trabalho. Esta realidade foi particularmente detectada para estradas pavimentadas de fluxo regional. Quando inseridas na avaliação todas as estradas pavimentadas, mesmo aquelas menores, com pouco fluxo e que dão acesso às propriedades rurais, a impacto não foi representativo. Porém, quando avaliadas somente as de fluxo regional, que possuem fluxos mais intensos e ligam grandes centros econômicos, a correlação foi representativa.

O impacto das estradas sobre a biodiversidade de áreas naturais já foi relatado em estudos como barreira para a passagem de mamíferos (Rico *et al.* 2007), de reptéis e anfíbios (Laurance 2004) e de aves (Coffin 2007). Além dos impactos diretos relacionados ao tráfego dos veículos sobre a estrada, existem efeitos múltiplos que ocorrem em várias escalas espaciais que se estendem além da estrada (Coffin 2007). As estradas introduzem um conjunto potencial de efeitos de borda que não seria de se esperar ao longo de uma área aberta (Saunders *et al.* 2002). Dispersão de poluentes e produtos químicos, escoamento de água e sedimentos, atividade e ruído humano, ou distúrbios relacionados a animais e plantas exóticas, podem se estender por dezenas de milhares de metros em habitats adjacentes às estradas (Forman 1995).

Em conjunto com as estradas de fluxo regional, a forma dos fragmentos também se mostrou determinante para a manutenção da qualidade dos mesmos, confirmando também a hipótese (ii). Os fragmentos com formato mais próximos ao arredondado, possuem maior integridade do que aqueles com formato mais irregular. O formato irregular pode reduzir entre 10 e 100% da população de animais que vivem no interior de florestas, devido ao aumento do efeito de borda (Ewers & Didhan 2007). Para o aumento na composição da comunidade de besouros em um fragmento, a distância da borda é mais importante do que o aumento da área (Ewers *et al.* 2007). Fragmentos de formas mais circulares aumentam significativamente a riqueza de espécies de aves de interior de floresta e de plantas de solo de floresta (Yamaura *et al.* 2008).

O tamanho apresentou baixa correlação com a AER, contrariando muitos estudos e indicando que pode existir influência do histórico de intervenções as quais o fragmento já passou e da intensidade do uso na matriz circundante. Butsic *et al.* (2012) demonstrou que quanto maior a intensidade do uso fora de um fragmento, pior é a riqueza dentro deste, sendo que dependendo da intensidade, esta riqueza é afetada independentemente do tamanho. Na

região de Londrina, a partir da ocupação em 1930, a supressão da cobertura vegetal resultou num empobrecimento tanto do meio físico como do biológico, com erosão de solos, perda de diversidade da fauna e da flora, redução significativa das espécies florestais mais nobres, alteração do regime de água no solo, entre muitos outros problemas que poderiam ser citados (Mendonça & Barros 2002). Mesmo assim, na seleção de modelos para explicar variações na integridade biológica na paisagem estudada, esta variável indicou ser importante.

De acordo com a seleção de modelos, daquelas variáveis que conjuntamente se apresentam mais importantes para prever os fragmentos de maior integridade, pode-se dizer que quanto mais afastados de estradas de fluxo regional, mais próximos do formato circular e maiores os fragmentos florestais dentro da área de estudo, tendem a ter maior integridade biológica. A variável estradas regionais apresentou heterocedasticidade, porém, credita-se isto a variável apresentar grande amplitude, com alguns fragmentos muito distantes, indicando que a integridade biológica pode estar sofrendo influência de outros fatores. De qualquer maneira, é inegável a influência negativa destas estradas nos fragmentos e que ela sempre vem acompanhada de outros fatores igualmente ruins, como centros urbanos, poluição, incêndios, entre outros, indicando que esta variável pode ser mais bem explorada em estudos posteriores.

Outro fator que mostrou relação com a piora da qualidade ambiental dos fragmentos na região de Londrina foi a proximidade com áreas urbanas com grande aglomeração (acima de 20.000 habitantes). Apesar de não se relacionar com as três variáveis anteriores, o resultado da correlação mostrou que esta variável também influenciou negativamente. Marzluff (2001) mostrou que a maioria dos estudos sobre pássaros (61%) indicaram declínio de riqueza de espécies com a intensidade da urbanização. McKinney (2008) relatou que a riqueza de espécies de mamíferos, répteis, anfíbios, invertebrados e plantas, são influenciadas negativamente pela urbanização.

Apesar de baixa correlação com as variações da AER, o tamanho demonstrou importância para indicar áreas integras quando avaliadas em conjunto com outras variáveis. Desta forma, a hipótese (i) pode ser confirmada.

A hipótese (iii) também foi rejeitada, já que a distância entre os fragmentos, e até mesmo com relação ao PEMG, não demonstrou influenciar a integridade dos fragmentos

florestais da região, provavelmente ofuscado pela influência das atividades antrópicas na paisagem.

### **Referências**

Brudvig LA *et al.*, 2015. The influence of habitat fragmentation on multiple plant–animal interactions and plant reproduction. *Ecology*, 96:2669–2678.

Butsic *et al.*, 2012. Analytical solutions to trade-offs between size of protected areas and land-use intensity. *Conservation Biology*, 26(5):883–893.

Coffin AW, 2007. From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15:396–406.

Ewers RM & Didham RK, 2007. The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size. *Conservation Biology*, 21:926–936.

Ewers RM, Thorpe S & Didham RK, 2007. Synergistic interactions between edge and area effects in a heavily fragmented landscape. *Ecology*, 88:96–106.

Filgueira BKC *et al.*, 2016. Spatial replacement of dung beetles in edge-affected habitats: biotic homogenization or divergence in fragmented tropical forest landscapes? *Diversity and Distributions*, 22:400–409.

Fonseca CR *et al.*, 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142:1209–1219.

Forman RTT, 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge: Cambridge University Press. 632p.

Hansen AJ & Rotella JJ, 2002. Biophysical factors, land use, and species viability in and around nature serves. *Conservation Biology*, 16:1112–1122.

Henao S, 1988. *Introducción al manejo de cuencas hidrográficas*. Bogotá, Ediciones Usta. 398p.

Joly CA, Metzger JP & Tabarelli M, 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, 204:459–473.

- Laurance WF, 2004. Forest climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London Series B*. 359:345-352
- Lira *et al.*, 2012. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. *Forest Ecology and Management*, 278:80–89.
- Marzluff JM, 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. *In* Marzluff JM, Bowman R & Donnelly R (eds.). *Avian ecology in an urbanizing world*. Kluwer Academic Press. p.19–47.
- McKinney ML, 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11:161–176.
- Medeiros HR & Torezan JM, 2013. Evaluating the ecological integrity of Atlantic forest remnants by using rapid ecological assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(7):4373-4382.
- Mendonça LB & Barros MVF, 2002. Mapeamento da vegetação de fundo de vale da cidade de Londrina - PR, a partir de Imagens ETM LANDSAT. *Revista GEOGRAFIA (Londrina)*, 11(1):67-80.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2007. Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização - Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília. [http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/\\_arquivos/biodiversidade31.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf).
- Rico A, Kindlmann P & Sedlacek P, 2007. Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zool*, 56(1):1–12.
- Saunders *et al.*, 2002. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation*, 103:209–225.
- Tabarelli M *et al.*, 2012. A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. *Interciencia*, 37:88-92.

Tabarelli M, Peres CA & Melo FPL, 2012b. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, 155:136–140.

Torezan JMD, 2006. *Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy*. Londrina, ITEDES.

Vester HFM *et al.*, 2007. Land change in southern Yucatan and Calakmul Biosphere Reserve: effects on habitat and biodiversity. *Ecological Applications*, 17:989–1003.

Yamaura Y, Kawahara T, Iida S & Ozaki K, 2008. Relative importance of the area and shape of patches to the diversity of multiple taxa. *Conservation Biology*, 22(6):1513–1522.

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados da integridade biológica indicam que a fragmentação florestal é um processo prejudicial para a conservação da biodiversidade, corroborando os resultados da literatura. A proximidade de estruturas com grande atividade antrópica existentes na paisagem, especialmente rodovias de tráfego regional e áreas urbanas com mais de 20.000 habitantes, influenciou diretamente a integridade biológica dos fragmentos florestais estudados na região de Londrina. Desta forma, para que sejam mantidas áreas mais bem preservadas na região, é importante que estas estruturas sejam mantidas afastadas dos fragmentos mais íntegros.

Foi indicado que os fragmentos florestais mais distantes de estradas de fluxo regional, com formatos mais arredondados e de tamanhos maiores, possuem integridade biológica mais altas.

A avaliação da integridade biológica a partir da AER é uma forma eficiente de monitoramento e contribui para avaliações rápidas e confiáveis possibilitando maior abrangência de amostras, com tempo e custos menores. A AER demonstrou ser uma técnica com estas características, além de ser facilmente adaptável.

Estudos anteriores também indicaram a influência de outros fatores sobre a integridade biológica. Muitas vezes, alterações na comunidade biológica de um fragmento podem estar sendo determinadas por atividades como caça, corte seletivo de madeira ou retirada de produtos florestais, que são fatores extremamente difíceis de serem determinados e quantificados. Apesar disso são necessários estudos para compreender como os fragmentos florestais são afetados por estas atividades, visando subsidiar políticas públicas mais eficientes para conservação.

**APÊNDICES**

Apêndice 1. Lista dos fragmentos estudados na região de Londrina, PR, sul do Brasil e das variáveis avaliadas. Índice de Integridade Biológica obtido através da técnica de avaliação ecológica rápida (AER); a área do fragmento em m<sup>2</sup>; a Relação Perímetro Área (RPA) obtido pela razão entre o perímetro e a área; o índice de Patton; a distância do fragmento para outro fragmento próximo (Dist); a distância do fragmento para o Parque Estadual Mata dos Godoy (Dist Godoy); distância do fragmento para estradas pavimentadas (Estrada); distância do fragmento para estradas regionais (Est. Dupla); distância do fragmento para áreas urbanas (Urbana); e distância do fragmento para áreas urbanas grandes (Urb. Grande).

Fragmentos Estudados	AER	Área	RPA	Patton	Dist	Dist. Godoy	Estra da	Est. dupla	Urba na	Urb. grande
Bule Godoy	43,33	496000	0,0065	1,29	125	732,00	3950	13200	6865	8145
Prox Godoy 1	43,00	209000	0,0125	1,61	380	3135,00	0	13400	2980	13346
Prox Godoy 2	42,67	352000	0,0089	1,48	380	2330,00	0	12200	2600	11215
Assentamento Apucarana	37,50	724000	0,0057	1,36	630	10273,00	7780	7820	6160	6970
Cici	36,87	3650000	0,0033	1,76	860	20840,00	4070	10200	2890	9100
FH1	36,83	949000	0,0071	1,96	250	1130,00	0	9240	2650	2750
Prox Godoy 3	36,58	1640000	0,0057	2,07	28	520,00	0	10000	3280	8660
Cicizinho	35,67	281000	0,0082	1,23	860	22685,00	3230	11240	2070	10360
São Luiz	35,67	432000	0,0083	1,55	515	4179,00	468	12250	1500	13250
Godoy	35,53	8820000	0,0020	1,69	230	0,00	0	9250	3300	5500
Ds Colorado	35,42	2150000	0,0041	1,68	190	14800,00	4390	4250	1300	12170
Bule	35,40	2960000	0,0031	1,51	60	5620,00	7380	6237	1425	6680
Paiquere menor	32,83	920000	0,0046	1,24	863	14868,00	3630	3590	2940	14130
Integrada Arapongas	32,80	3730000	0,0067	3,64	60	7082,00	7890	10150	6200	8344
Monjolão	32,08	2000000	0,0041	1,64	1527	10414,00	0	9070	4500	18600
Coloradão	31,67	5880000	0,0031	2,12	420	15835,00	330	6050	3000	10500
Paiquerê	31,60	3700000	0,0030	1,62	330	12950,00	1630	1670	645	10390
Prox Bule	31,42	1770000	0,0069	2,60	1000	5723,00	400	6370	3530	3350
Regina Wanda	30,56	1700000	0,0055	2,02	780	2455,00	1750	5700	1275	3780
DS Godoy	30,27	7960000	0,0033	2,63	160	20,00	1100	5145	3620	6500
F6	30,00	366000	0,0070	1,20	1320	9250,00	1025	5350	4490	4480
FH2	29,92	949000	0,0068	1,88	160	2125,00	1400	10120	1215	2620
F Cachoeira menor	29,00	254000	0,0080	1,14	390	6600,00	8200	8280	8145	8480
Arapongas 2	28,67	710000	0,0052	1,23	800	12317,00	2700	2680	2870	2860
Monjolinho	28,56	1360000	0,0053	1,73	680	6190,00	140	8090	830	14280
Sandy 1	27,67	203000	0,0107	1,35	375	5277,75	2440	6000	2660	12700
Rib Xaxim	27,67	674000	0,0107	2,48	50	11423,00	9650	9200	8000	8060
Colorado 2	26,89	1650000	0,0085	3,07	190	17245,00	3040	13055	2990	6380
Cerne Grande	25,67	3630000	0,0044	2,39	76	9421,00	8480	6780	6820	8590

Perna Quebrada	25,33	240000	0,0127	1,76	123	4986,60	3600	3600	3800	4915
F. Cachoeira	24,58	1200000	0,0062	1,90	390	5223,00	2370	8515	7700	7780
Solana	23,56	4310000	0,0074	4,35	60	7135,00	300	3700	2400	2390
F Euro Royal	22,33	520800	0,0075	1,52	540	7900,00	1000	2373	515	480
Arapongas 1	20,17	1020000	0,0063	1,81	800	14616,00	175	180	70	66
FH3	18,33	1090000	0,0103	3,04	160	1230,00	2750	11600	1960	3785

Apêndice 2. Relação de todos os pontos amostrados, seus respectivos transectos, as coordenadas geográficas e os fragmentos florestais os quais pertenciam.

Fragmentos	Transectos	Ponto	Coordenada_X	Coordenada_Y
Arapongas 1	69	258	W51°24' 58,142"	S23°29' 28,754"
Arapongas 1	69	259	W51°24' 57,924"	S23°29' 30,265"
Arapongas 1	69	260	W51°24' 57,799"	S23°29' 32,053"
Arapongas 1	70	261	W51°25' 1,859"	S23°29' 40,325"
Arapongas 1	70	262	W51°25' 2,851"	S23°29' 39,601"
Arapongas 1	70	263	W51°25' 3,837"	S23°29' 38,266"
Arapongas 2	71	Fezes	W51°23' 45,180"	S23°28' 52,725"
Arapongas 2	71	265	W51°23' 44,212"	S23°28' 52,893"
Arapongas 2	71	266	W51°23' 43,154"	S23°28' 52,993"
Arapongas 2	72	268	W51°23' 47,037"	S23°28' 41,099"
Arapongas 2	72	269	W51°23' 45,860"	S23°28' 40,731"
Arapongas 2	72	270	W51°23' 45,244"	S23°28' 39,986"
Assentamento Apucarana	84	340	W51°20' 38,510"	S23°31' 29,566"
Assentamento Apucarana	84	341	W51°20' 37,944"	S23°31' 30,503"
Assentamento Apucarana	84	342	W51°20' 38,105"	S23°31' 31,753"
Assentamento Apucarana	85	343	W51°20' 38,165"	S23°31' 37,498"
Assentamento Apucarana	85	344	W51°20' 38,174"	S23°31' 38,313"
Assentamento Apucarana	85	345	W51°20' 38,010"	S23°31' 39,712"
Bule	15	88	W51°19' 27,141"	S23°24' 38,211"
Bule	15	89	W51°19' 28,019"	S23°24' 37,513"
Bule	15	90	W51°19' 28,972"	S23°24' 36,789"
Bule	16	91	W51°19' 53,343"	S23°24' 33,431"
Bule	16	92	W51°19' 52,194"	S23°24' 34,298"
Bule	16	93	W51°19' 52,444"	S23°24' 35,394"
Bule	17	94	W51°19' 55,592"	S23°24' 18,040"
Bule	17	95	W51°19' 54,605"	S23°24' 17,839"
Bule	17	96	W51°19' 53,856"	S23°24' 17,182"
Bule	18	97	W51°19' 3,658"	S23°24' 19,748"
Bule	18	98	W51°19' 5,239"	S23°24' 19,499"
Bule	18	99	W51°19' 6,281"	S23°24' 19,254"
Bule	19	100	W51°19' 27,798"	S23°24' 2,153"
Bule	19	101	W51°19' 27,277"	S23°24' 3,184"

Bule	19	102	W51°19' 26,866"	S23°24' 4,134"
Bule Godoy	73	281	W51°17' 0,464"	S23°26' 26,964"
Bule Godoy	73	282	W51°17' 1,677"	S23°26' 26,861"
Bule Godoy	73	283	W51°17' 3,282"	S23°26' 26,773"
Cerne Grande	90	320	W51°19' 9,062"	S23°33' 8,960"
Cerne Grande	90	321	W51°19' 9,303"	S23°33' 8,162"
Cerne Grande	90	322	W51°19' 9,948"	S23°33' 7,572"
Cerne Grande	91	323	W51°19' 1,702"	S23°32' 49,390"
Cerne Grande	91	324	W51°19' 5,532"	S23°32' 52,165"
Cerne Grande	91	325	W51°19' 5,164"	S23°32' 53,078"
Cerne Grande	92	326	W51°19' 5,238"	S23°32' 53,752"
Cerne Grande	92	---	---	---
Cerne Grande	92	---	---	---
Cerne Grande	93	---	---	---
Cerne Grande	93	---	---	---
Cerne Grande	93	---	---	---
Cerne Grande	94	---	---	---
Cerne Grande	94	---	---	---
Cerne Grande	94	---	---	---
Cici	53	210	W51°0' 47,331"	S23°23' 7,734"
Cici	53	211	W51°0' 47,477"	S23°23' 8,643"
Cici	53	212	W51°0' 47,406"	S23°23' 9,494"
Cici	54	213	W51°0' 43,735"	S23°23' 14,955"
Cici	54	214	W51°0' 42,871"	S23°23' 15,421"
Cici	54	215	W51°0' 42,083"	S23°23' 15,736"
Cici	55	220	W51°0' 32,822"	S23°23' 5,322"
Cici	55	221	W51°0' 32,716"	S23°23' 6,172"
Cici	55	222	W51°0' 31,701"	S23°23' 7,208"
Cici	56	223	W51°1' 27,070"	S23°23' 52,550"
Cici	56	224	W51°1' 26,830"	S23°23' 51,393"
Cici	56	225	W51°1' 26,085"	S23°23' 50,805"
Cici	57	226	W51°1' 10,518"	S23°23' 26,032"
Cici	57	227	W51°1' 11,325"	S23°23' 26,880"
Cici	57	228	W51°1' 11,770"	S23°23' 27,765"
Cicizinho	64	216	W51°0' 57,498"	S23°22' 31,353"
Cicizinho	64	217	W51°0' 58,679"	S23°22' 31,016"
Cicizinho	64	218	W51°0' 59,157"	S23°22' 31,182"
Coloradão	28	129	W51°3' 2,585"	S23°28' 6,818"
Coloradão	28	130	W51°3' 1,680"	S23°28' 6,623"
Coloradão	28	131	W51°3' 0,541"	S23°28' 7,468"
Coloradão	29	132	W51°2' 46,578"	S23°28' 15,052"

Coloradão	29	133	W51°2' 46,023"	S23°28' 14,429"
Coloradão	29	134	W51°2' 45,482"	S23°28' 13,704"
Coloradão	30	135	W51°2' 42,240"	S23°28' 12,900"
Coloradão	30	136	W51°2' 41,523"	S23°28' 12,723"
Coloradão	30	137	W51°2' 41,543"	S23°28' 11,731"
Coloradão	31	138	W51°2' 45,942"	S23°28' 22,035"
Coloradão	31	139	W51°2' 45,178"	S23°28' 22,621"
Coloradão	31	140	W51°2' 44,330"	S23°28' 22,906"
Coloradão	32	141	W51°3' 17,491"	S23°28' 36,361"
Coloradão	32	142	W51°3' 18,010"	S23°28' 35,592"
Coloradão	32	143 Cam	W51°3' 17,970"	S23°28' 34,613"
Colorado 2	38	159	W51°2' 23,703"	S23°29' 20,743"
Colorado 2	38	160	W51°2' 25,176"	S23°29' 21,316"
Colorado 2	38	161	W51°2' 25,371"	S23°29' 22,216"
Colorado 2	39	162	W51°2' 43,848"	S23°30' 0,312"
Colorado 2	39	163	W51°2' 43,939"	S23°29' 59,324"
Colorado 2	39	164	W51°2' 44,092"	S23°29' 58,703"
Colorado 2	40	165	W51°2' 56,849"	S23°30' 0,688"
Colorado 2	40	166	W51°2' 57,542"	S23°30' 0,097"
Colorado 2	40	167	W51°2' 58,353"	S23°29' 59,567"
Ds Colorado	58	230	W51°4' 22,779"	S23°30' 22,840"
Ds Colorado	58	231	W51°4' 24,118"	S23°30' 23,455"
Ds Colorado	58	232	W51°4' 23,965"	S23°30' 24,303"
Ds Colorado	59	233	W51°4' 40,381"	S23°30' 6,665"
Ds Colorado	59	234	W51°4' 41,381"	S23°30' 6,760"
Ds Colorado	59	235	W51°4' 42,174"	S23°30' 6,244"
Ds Colorado	60	237	W51°4' 32,770"	S23°30' 34,717"
Ds Colorado	60	238	W51°4' 34,036"	S23°30' 33,941"
Ds Colorado	60	239	W51°4' 34,005"	S23°30' 32,613"
Ds Colorado	61	240	W51°4' 35,076"	S23°30' 2,868"
Ds Colorado	61	241	W51°4' 33,721"	S23°30' 2,443"
Ds Colorado	61	242	W51°4' 32,691"	S23°30' 2,180"
DS Godoy	48	194	W51°12' 49,947"	S23°28' 39,330"
DS Godoy	48	195	W51°12' 50,717"	S23°28' 39,487"
DS Godoy	48	196	W51°12' 51,578"	S23°28' 40,392"
DS Godoy	49	197	W51°13' 0,455"	S23°28' 20,913"
DS Godoy	49	198	W51°12' 59,496"	S23°28' 20,814"
DS Godoy	49	199	W51°12' 58,350"	S23°28' 20,225"
DS Godoy	50	200	W51°13' 41,058"	S23°26' 57,199"
DS Godoy	50	201	W51°13' 40,935"	S23°26' 57,674"

DS Godoy	50	202	W51°13' 40,580"	S23°26' 58,896"
DS Godoy	51	203	W51°11' 50,836"	S23°26' 57,601"
DS Godoy	51	204	W51°11' 50,922"	S23°26' 58,398"
DS Godoy	51	205	W51°11' 51,018"	S23°26' 59,139"
DS Godoy	52	206	W51°12' 40,428"	S23°26' 49,619"
DS Godoy	52	207	W51°12' 38,796"	S23°26' 48,976"
DS Godoy	52	208	W51°12' 37,889"	S23°26' 48,908"
F Cachoeira menor	13	79	W51°20' 18,340"	S23°27' 18,358"
F Cachoeira menor	13	80	W51°20' 17,525"	S23°27' 18,782"
F Cachoeira menor	13	81	W51°20' 18,388"	S23°27' 19,101"
F Euro Royal	23	114	W51°11' 35,431"	S23°22' 40,893"
F Euro Royal	23	115	W51°11' 36,194"	S23°22' 40,162"
F Euro Royal	23	116	W51°11' 37,183"	S23°22' 39,615"
F Euro Royal	24	117	W51°11' 22,656"	S23°22' 33,598"
F Euro Royal	24	118	W51°11' 23,646"	S23°22' 32,899"
F Euro Royal	24	119	W51°11' 24,562"	S23°22' 32,717"
F. Cachoeira	10	62	W51°19' 40,561"	S23°27' 3,727"
F. Cachoeira	10	63	W51°19' 41,147"	S23°27' 4,812"
F. Cachoeira	10	65	W51°19' 41,398"	S23°27' 6,016"
F. Cachoeira	11	69	W51°19' 58,574"	S23°27' 8,037"
F. Cachoeira	11	70	W51°19' 57,784"	S23°27' 7,207"
F. Cachoeira	11	71	W51°19' 57,615"	S23°27' 6,104"
F. Cachoeira	12	75	W51°20' 1,240"	S23°26' 56,862"
F. Cachoeira	12	76	W51°20' 0,279"	S23°26' 56,427"
F. Cachoeira	12	77	W51°19' 59,095"	S23°26' 56,605"
F6	20	104	W51°21' 53,193"	S23°25' 45,626"
F6	20	105	W51°21' 52,826"	S23°25' 46,398"
F6	20	106	W51°21' 52,437"	S23°25' 47,416"
FH1	1	6	W51°14' 14,657"	S23°25' 13,457"
FH1	1	7	W51°14' 16,264"	S23°25' 13,408"
FH1	1	8	W51°14' 16,622"	S23°25' 13,011"
FH1	2	10	W51°14' 12,296"	S23°25' 6,281"
FH1	2	11	W51°14' 13,133"	S23°25' 5,460"
FH1	2	12	W51°14' 13,683"	S23°25' 4,578"
FH1	3	14	W51°14' 10,685"	S23°25' 1,620"
FH1	3	15	W51°14' 9,698"	S23°25' 1,947"
FH1	3	16	W51°14' 8,584"	S23°25' 2,468"
FH2	4	18	W51°14' 55,864"	S23°24' 31,026"
FH2	4	19	W51°14' 54,836"	S23°24' 30,763"
FH2	4	20	W51°14' 53,519"	S23°24' 30,018"
FH2	5	22	W51°14' 55,866"	S23°24' 27,923"

FH2	5	23	W51°14' 56,567"	S23°24' 28,790"
FH2	5	24	W51°14' 56,928"	S23°24' 29,526"
FH2	6	26	W51°15' 2,547"	S23°23' 53,498"
FH2	6	27	W51°15' 1,624"	S23°23' 54,488"
FH2	6	28	W51°15' 0,644"	S23°23' 55,811"
FH3	7	30	W51°15' 12,068"	S23°24' 46,915"
FH3	7	31	W51°15' 12,292"	S23°24' 48,139"
FH3	7	32	W51°15' 12,538"	S23°24' 49,519"
FH3	8	34	W51°15' 3,869"	S23°24' 55,720"
FH3	8	35	W51°15' 4,810"	S23°24' 54,982"
FH3	8	36	W51°15' 5,753"	S23°24' 54,241"
FH3	9	38	W51°15' 11,834"	S23°24' 55,148"
FH3	9	39	W51°15' 12,627"	S23°24' 54,724"
FH3	9	40	W51°15' 13,863"	S23°24' 54,643"
Godoy	33	143	W51°15' 30,697"	S23°26' 49,855"
Godoy	33	144	W51°15' 29,653"	S23°26' 49,339"
Godoy	33	145	W51°15' 28,625"	S23°26' 49,190"
Godoy	34	146	W51°15' 19,419"	S23°26' 33,421"
Godoy	34	147	W51°15' 18,384"	S23°26' 34,046"
Godoy	34	148	W51°15' 16,875"	S23°26' 33,319"
Godoy	35	149	W51°14' 56,405"	S23°26' 41,855"
Godoy	35	150	W51°14' 57,120"	S23°26' 42,576"
Godoy	35	151	W51°14' 57,498"	S23°26' 43,411"
Godoy	36	152	W51°14' 3,815"	S23°27' 26,094"
Godoy	36	153	W51°14' 3,896"	S23°27' 25,085"
Godoy	36	154	W51°14' 3,891"	S23°27' 24,168"
Godoy	37	155	W51°14' 49,268"	S23°27' 41,496"
Godoy	37	156	W51°14' 49,803"	S23°27' 40,328"
Godoy	37	157	W51°14' 49,608"	S23°27' 39,337"
Integrada Arapongas	74	286	W51°19' 2,760"	S23°31' 40,307"
Integrada Arapongas	74	287	W51°19' 3,358"	S23°31' 39,411"
Integrada Arapongas	74	288	W51°19' 3,980"	S23°31' 38,368"
Integrada Arapongas	75	290	W51°19' 0,771"	S23°31' 48,296"
Integrada Arapongas	75	291	W51°19' 1,362"	S23°31' 47,350"
Integrada Arapongas	75	292	W51°19' 2,009"	S23°31' 46,528"
Integrada Arapongas	76	295	W51°18' 54,773"	S23°31' 55,386"
Integrada Arapongas	76	296	W51°18' 53,538"	S23°31' 54,980"
Integrada Arapongas	76	---	---	---
Integrada Arapongas	77	301	W51°17' 16,018"	S23°33' 20,184"
Integrada Arapongas	77	302	W51°17' 15,993"	S23°33' 19,246"
Integrada Arapongas	77	303	W51°17' 16,355"	S23°33' 18,300"

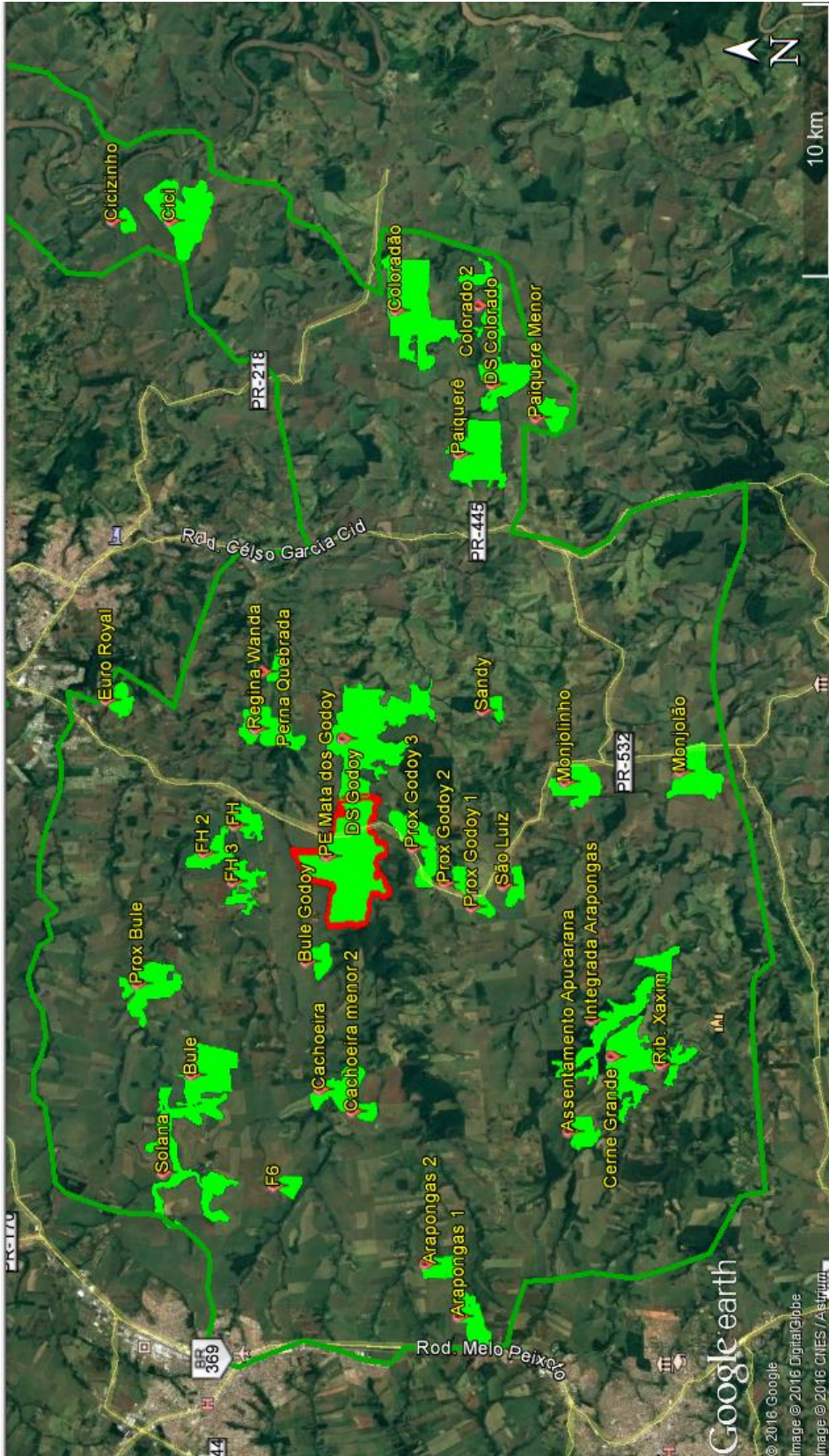
Integrada Arapongas	78	304	W51°17' 12,552"	S23°33' 15,416"
Integrada Arapongas	78	305	W51°17' 11,085"	S23°33' 14,720"
Integrada Arapongas	78	306	W51°17' 9,950"	S23°33' 14,555"
Monjolão	95	307	W51°12' 46,082"	S23°33' 37,056"
Monjolão	95	308	W51°12' 46,205"	S23°33' 37,872"
Monjolão	95	309	W51°12' 46,375"	S23°33' 38,765"
Monjolão	96	310	W51°12' 37,964"	S23°33' 58,304"
Monjolão	96	311	W51°12' 38,375"	S23°33' 57,349"
Monjolão	96	312	W51°12' 38,594"	S23°33' 56,596"
Monjolão	97	313	W51°12' 43,320"	S23°33' 55,591"
Monjolão	97	314	W51°12' 43,603"	S23°33' 54,677"
Monjolão	97	315	W51°12' 43,916"	S23°33' 56,037"
Monjolão	98	316	W51°13' 5,767"	S23°34' 1,204"
Monjolão	98	317	W51°13' 4,895"	S23°34' 0,907"
Monjolão	98	318	W51°13' 3,913"	S23°34' 0,938"
Monjolinho	14	85	W51°13' 11,965"	S23°31' 39,503"
Monjolinho	14	86	W51°13' 11,085"	S23°31' 39,495"
Monjolinho	14	107	W51°13' 10,188"	S23°31' 39,210"
Monjolinho	21	108	W51°13' 13,032"	S23°31' 34,582"
Monjolinho	21	109	W51°13' 14,104"	S23°31' 34,040"
Monjolinho	21	110	W51°13' 15,115"	S23°31' 33,696"
Monjolinho	22	111	W51°13' 21,060"	S23°31' 38,136"
Monjolinho	22	112	W51°13' 20,234"	S23°31' 38,237"
Monjolinho	22	113	W51°13' 20,134"	S23°31' 39,417"
Paiquerê	83	trail 1	W51°5' 46,948"	S23°29' 26,684"
Paiquerê	82	trail 2	W51°5' 55,161"	S23°29' 23,834"
Paiquerê	82	trail 3	W51°5' 55,888"	S23°29' 23,985"
Paiquerê	82	trail 4	W51°5' 56,699"	S23°29' 23,999"
Paiquerê	83	trail 5	W51°5' 47,813"	S23°29' 26,567"
Paiquerê	83	trail 6	W51°5' 45,987"	S23°29' 27,137"
Paiquerê	79	271	W51°6' 41,953"	S23°29' 27,448"
Paiquerê	79	272	W51°6' 40,763"	S23°29' 27,643"
Paiquerê	79	273	W51°6' 39,336"	S23°29' 27,630"
Paiquerê	80	275	W51°6' 39,371"	S23°29' 29,305"
Paiquerê	80	276	W51°6' 40,113"	S23°29' 29,850"
Paiquerê	80	---	---	---
Paiquerê	81	277	W51°6' 42,483"	S23°29' 57,100"
Paiquerê	81	278	W51°6' 41,844"	S23°29' 56,566"
Paiquerê	81	279	W51°6' 41,765"	S23°29' 55,912"
Paiquere menor	100	trail 7	W51°5' 21,185"	S23°31' 5,788"
Paiquere menor	101	trail 10	W51°5' 23,314"	S23°31' 14,391"

Paiquere menor	101	trail 11	W51°5' 22,449"	S23°31' 13,794"
Paiquere menor	101	trail 12	W51°5' 21,941"	S23°31' 12,942"
Paiquere menor	100	trail 8	W51°5' 20,732"	S23°31' 6,673"
Paiquere menor	100	trail 9	W51°5' 21,899"	S23°31' 4,764"
Perna Quebrada	89	337	W51°10' 52,820"	S23°25' 37,419"
Perna Quebrada	89	338	W51°10' 52,859"	S23°25' 36,692"
Perna Quebrada	89	339	W51°10' 51,889"	S23°25' 36,155"
Prox Bule	44	178	W51°17' 51,191"	S23°23' 26,959"
Prox Bule	44	179	W51°17' 51,290"	S23°23' 27,759"
Prox Bule	44	180	W51°17' 50,369"	S23°23' 27,937"
Prox Bule	45	181	W51°17' 51,790"	S23°23' 11,078"
Prox Bule	45	182	W51°17' 50,704"	S23°23' 11,077"
Prox Bule	45	183	W51°17' 49,680"	S23°23' 11,370"
Prox Bule	46	184	W51°17' 31,486"	S23°23' 22,044"
Prox Bule	46	185	W51°17' 30,761"	S23°23' 22,469"
Prox Bule	46	186	W51°17' 29,839"	S23°23' 22,697"
Prox Bule	47	187	W51°17' 29,274"	S23°23' 19,799"
Prox Bule	47	188	W51°17' 28,804"	S23°23' 19,035"
Prox Bule	47	189	W51°17' 28,309"	S23°23' 18,165"
Prox Godoy 1	62	444	W51°15' 59,672"	S23°29' 43,640"
Prox Godoy 1	62	445	W51°16' 0,536"	S23°29' 44,315"
Prox Godoy 1	62	446	W51°16' 2,474"	S23°29' 45,797"
Prox Godoy 2	63	449	W51°15' 33,918"	S23°29' 21,377"
Prox Godoy 2	63	450	W51°15' 33,064"	S23°29' 20,696"
Prox Godoy 2	63	451	W51°15' 32,154"	S23°29' 21,175"
Prox Godoy 3	65	243	W51°15' 17,435"	S23°28' 32,787"
Prox Godoy 3	65	244	W51°15' 17,538"	S23°28' 33,663"
Prox Godoy 3	65	245	W51°15' 17,808"	S23°28' 34,498"
Prox Godoy 3	66	246	W51°15' 14,174"	S23°28' 36,840"
Prox Godoy 3	66	247	W51°15' 14,593"	S23°28' 37,565"
Prox Godoy 3	66	248	W51°15' 15,295"	S23°28' 38,200"
Prox Godoy 3	67	250	W51°14' 34,567"	S23°28' 20,213"
Prox Godoy 3	67	251	W51°14' 34,151"	S23°28' 19,406"
Prox Godoy 3	67	252	W51°14' 33,172"	S23°28' 19,087"
Prox Godoy 3	68	253	W51°14' 28,745"	S23°28' 18,424"
Prox Godoy 3	68	254	W51°14' 28,056"	S23°28' 19,357"
Prox Godoy 3	68	255	W51°14' 27,088"	S23°28' 19,263"
Regina Wanda	41	169	W51°12' 11,362"	S23°25' 15,042"
Regina Wanda	41	170	W51°12' 10,517"	S23°25' 15,254"
Regina Wanda	41	171	W51°12' 9,768"	S23°25' 15,644"
Regina Wanda	42	172	W51°12' 8,427"	S23°25' 18,906"

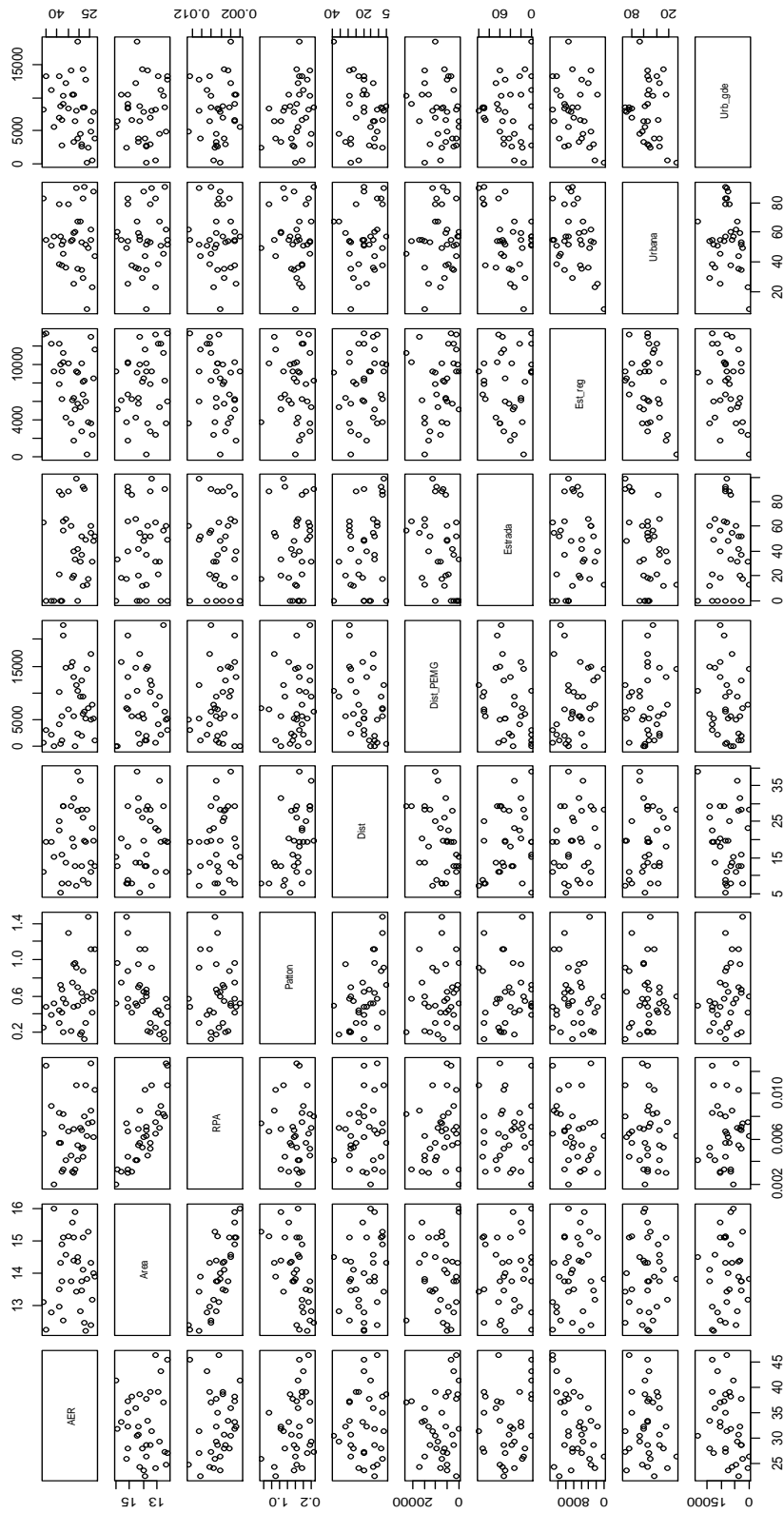
Regina Wanda	42	173	W51°12' 7,813"	S23°25' 19,572"
Regina Wanda	42	174	W51°12' 7,798"	S23°25' 20,507"
Regina Wanda	43	175	W51°12' 7,665"	S23°25' 28,415"
Regina Wanda	43	176	W51°12' 8,495"	S23°25' 28,623"
Regina Wanda	43	177	W51°12' 9,450"	S23°25' 28,527"
Rib Xaxim	87	328	W51°19' 26,801"	S23°33' 22,739"
Rib Xaxim	87	329	W51°19' 28,246"	S23°33' 22,166"
Rib Xaxim	87	330	W51°19' 29,313"	S23°33' 22,103"
Rib Xaxim	88	331	W51°19' 23,523"	S23°33' 24,854"
Rib Xaxim	88	332	W51°19' 22,399"	S23°33' 25,142"
Rib Xaxim	88	333	W51°19' 21,634"	S23°33' 25,646"
Sandy 1	86	346	W51°11' 36,048"	S23°29' 53,899"
Sandy 1	86	347	W51°11' 36,668"	S23°29' 54,525"
Sandy 1	86	348	W51°11' 37,199"	S23°29' 55,338"
São Luiz	99	298	W51°15' 19,943"	S23°30' 21,562"
São Luiz	99	299	W51°15' 20,933"	S23°30' 21,802"
São Luiz	99	300	W51°15' 21,891"	S23°30' 21,414"
Solana	25	120	W51°20' 21,055"	S23°24' 14,229"
Solana	25	121	W51°20' 21,915"	S23°24' 14,863"
Solana	25	122	W51°20' 22,405"	S23°24' 15,938"
Solana	26	123	W51°20' 18,074"	S23°24' 7,226"
Solana	26	124	W51°20' 18,271"	S23°24' 6,236"
Solana	26	125	W51°20' 18,463"	S23°24' 5,379"
Solana	27	126	W51°20' 3,802"	S23°23' 26,905"
Solana	27	127	W51°20' 4,123"	S23°23' 26,103"
Solana	27	128	W51°20' 5,007"	S23°23' 25,965"

---

Apêndice 3. Localização dos fragmentos avaliados no interior do polígono estudado.



Apêndice 4. Correlação entre os resultados das variáveis avaliadas no capítulo 2.



## Apêndice 5. Normas da revista **Neotropical Biology and Conservation**

### **Author Guidelines**

The journal accepts submissions on a rolling basis. **Neotropical Biology and Conservation** has no article processing charges (APC) or article submission charges.

Articles must be original, unpublished, must **not be under consideration** for publication **anywhere else** and can be written in Portuguese, English or Spanish. Priority will be given to manuscripts in English.

**Neotropical Biology and Conservation** publishes original research articles on the description, analysis and conservation of the biological diversity with emphasis on the Neotropical region.

Papers analyzing the biology and behavior of terrestrial and aquatic organisms are welcome.

Special emphasis is given to papers that demonstrate the application of conservation principles for natural resource management and policy.

In addition to original articles the Journal publishes notes, reviews and scientific comments.

The articles must be sent electronically, following the steps of a system that aims to give assistance to the periodicals editing in each phase of the editorial process.

The publication of the article is subjected to the previous approval of the journal's Editorial Board, as well as to peer review made by, at least, two ad hoc reviewers using the double blind review process.

The final acceptance of the article depends on:

- The recommendation of the reviewers;
- That the authors carry out the necessary corrections;

- And final approval by the Editorial Board, which decision will recommend one of the following options:
  1. Accept submission;
  2. Revisions required;
  3. Resubmit for review;
  4. Resubmit elsewhere;
  5. Decline submission;
  6. See comments.

### **Publishing Ethics**

Scientific journals have had to deal with a significant increase in the number of cases of plagiarism.

Some examples of such problems are:

1. an author copying a substantial part of another's work without acknowledgment or passing another's work off as her or his own;
2. fraudulent research;
3. self-plagiarism, among others.

Thus, we considered that monitoring publishing ethics is a major aspect of the editorial and peer-review process.

Our commitment to this process includes the use of the web-based software iThenticate that has been developed and is owned by iParadigms. This software permits the comparison of manuscripts against a unique database of at least 30 million articles from more than 200 publishers. We would like thereby to contribute for the ethics in science.

### **Important**

- The concepts and opinions expressed are the full responsibility of the author(s) and do not necessarily reflect the opinions of the publisher.

- Submission of the manuscript implies that if and when it is accepted for publication, the authors automatically agree to transfer the copyright to the Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

### Recommendations

- **Extension:** Articles must have maximum 20-22 pages, with spacing of 1,5, including references. The titles (on the original language and English) must have a maximum of 240 characters including spaces.
- **Images:** In case the article contains photographic images and/or graphic drawings, those must be submitted in original format (.jpeg, .png, .tiff) and in separated files (not inserted in the text), with minimal resolution of 300 dpi. Authors must indicate by the insertion of captions (on the original language and in English too) where approximately the pictures should be inserted.
- **Scientific names:** All species studied should be accompanied by the taxonomic author and date of their descriptions at the first mention in the text of the paper, as for example, *Puma concolor* (Linnaeus 1771). Please check the need for using parenthesis or not, according to the International Code of Zoological Nomenclature. Place taxonomic author in small caps, to distinguish from citations to reference works.
- **Citing authors:** in-text citation must follow the norms below:
  - a. One author: (Leipnitz, 1987);
  - b. Two authors: (Turner and Verhoogen, 1960);
  - c. Three or more authors: (Amaral *et al.*, 1966);
  - d. Works by the same author(s) and same date should be differentiated by letters (a,b,c) after the date. E.g. (Amaral, 2008a) (Amaral, 2008b);
- **Footnotes:** Footnotes must be used only when strictly necessary for information that is complementary to the text. Footnotes containing only references are not allowed. These must be listed in the end of article, in the 'References' item.
- **Do not use** *op. cit;* *ibid;* *ibidem;* *id;* *idem*
- **Do not use** *apud*. Use the term *in* rather than *apud*;

**The original text must contain in the following order:**

- **Title:** in the same language of the article, and in English (if the article is in English, title must also be in Portuguese). The titles (on the original language and English) must have a maximum of 240 characters including spaces.;
- **Abstract:** in the language of the article and in English with no more than 200 words, followed by at least three key-words (if the article is in English, abstract must also be in Portuguese);
- **Full text:** typed in Times New Roman format, font 12, and with spacing of 1,5.
- **References:** The references must be listed at the end of the text, in alphabetical order, font 12, and with simple spacing. References must follow the rules below:

**Journal articles:**

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication. Article title. Journal Title, volume(issue):initial page-final page.  
 E.g.: SCOTT, J. 1995. Gênero: uma categoria útil de análise histórica. Educação e Realidade, 2(20):71-99.

**Articles from publications related to events:**

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication. Title of work. In: name of conference (meeting, symposium, etc.), number of the event, city, year. Proceedings ... City, Symbol. volume:initial page-final page.

E.g.: DUARTE, M.A. 2003. Televisão: entre a novela e o telejornal. In: Congresso Brasileiro de Ciências da Comunicação, XXVI, Minas Gerais, 2003. Proceedings...1:242-250.

**Books:**

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication. Book title. Edition, city, publisher, the total number of pages.

E.g.: BRAGA, F. 2000. Fotos & imagens. São Leopoldo, Unisinos, 212 p.

**Book chapters:**

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication. Chapter title. In: Initial(s) Name. SURNAME (ed.), Book title. City, publisher, initial page-final page.

E.g.: NEVES, G.B. 2003. As muitas faces do marketing. In: M. MENDES (org), Gestos: usos e significado. Porto, Universidade Fernando Pessoa, p. 41-50.

**Thesis and dissertations:**

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication. Title of the thesis. City, state. Type of thesis (MA, PhD). University, the total number of pages.

E.g.: PEREIRA, C.E.J. 2004. Produção televisiva: as diferentes funções estratégicas de entrevistas na configuração discursiva da notícia. São Leopoldo, RS. Tese de doutorado. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 803 p.

**Sites and electronic texts:**

- In case it is possible to identify the authors of the electronic texts, the reference must be indicated as follows:

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication. Title of work. Available at: <http://>. Accessed on: month day, year.

E.g.: LENKER, A.; RHODES, N. 2007. Foreign Language Immersion Programs: Features and Trends Over 35 Years. Disponível em: <http://www.cal.org/resources/digest/flimmersion.html>. Accessed on: April 28th, 2007.

\* In this case, when in the body of the text, the reference is identified by (Lenker and Rhodes, 2007).

- If it is not possible to identify the authors of the electronic texts, the reference should be indicated as follows:

SOURCE/SITE. Initial(s) name. Year of publication. Title of work. Available at: <http://>. Accessed on: month day, year.

E.g.: GLOBO ONLINE, O. 2006. Brasil será o país com mais sedes do Instituto Cervantes. Disponível em: <http://oglobo.globo.com/>

cultura/mat/2006/10/25/286393283.asp. Accessed on: April 5th, 2008.

\* In the body of the text, the quote will be: (O Globo Online, 2006).

### **Newspapers and magazines, organs and institutions:**

- All the texts from newspapers and magazines must be included in the references. In case there is an explicit author, the reference is indicated by the surname:

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication. Title of work. Source (newspaper, organs, institutions, etc.). Session (Column, etc.). City, day month.

E.g.: MICELLI, S. 1987. Um intelectual do sentido. Folha de S. Paulo. Caderno Mais! São Paulo, February 7.

\* In the body of the text it is indicated as (Micelli, 1987).

- In case there is no author and the text is under the responsibility of an organ, the reference is indicated as follows:

SOURCE (newspaper, organs, institutions, etc.). Year of publication. Title of work. City, day month, number page.

E.g.: CORREIO DO POVO. 1945. Os métodos objetivos de verificação que empregamos no RS. Porto Alegre, October 5, p. 14.

\* In the body of the text, it shall be indicated as (Correio do Povo, 1945).

### **Submission Preparation Checklist**

As part of the submission process, authors are required to check off their submission's compliance with all of the following items, and submissions may be returned to authors that do not adhere to these guidelines.

1. The work is original and unpublished and it is not under consideration for publication anywhere else.
2. The manuscript file is in Microsoft Word or RTF.
3. The original text must contain in the following order:

- Title in the same language of the article, and in English (if the article is in English, title must also be in Portuguese). The titles (on the original language and English) must have a maximum of 240 characters including spaces.;
  - Abstract with no more than 20 lines, followed by at least three key-words;
  - Abstract in English (or in Portuguese, in case the article is written in English), following the same norms of the Abstract in the original language;
  - Full text, typed in Times New Roman format, font 12, and with spacing of 1,5;
  - Images, tables, charts and graphs must include captions in the same language of the article and in English, they must be sent separately in their original files (.jpeg, .png, .tiff), not inserted in the text, with minimal resolution of 300 dpi.
4. The identification of authorship of the work has been removed from the file, ensuring the journal's confidentiality criteria, if the manuscript is subjected to peer review (e.g. articles), according to instructions in Ensuring a Blind Peer Review.
  5. Short quotations (containing less than three lines) must be incorporated into the text in quotation marks;  
Long quotations (longer than three lines) must be presented in an isolated paragraph, with simple spacing, font size 11 and the left margin larger than the surrounding text (4cm).
  6. Footnotes must be used only when strictly necessary, for information that is complementary to the text. Do not use footnotes as a substitute for a reference list.
  7. The manuscript is in accordance to the style and bibliographic requirements described in the Author's Guideline section.
  8. References

The list of references must only include works that are cited in the text. Reference list entries must be in alphabetical order according to the last names of the first author of each work.

References must be typed in Times New Roman (pt 12) and single spacing between lines.

References must contain the work's complete data according to the journal's rules.

Examples:

**Journal articles:**

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication. Article title. Journal Title, volume(issue):initial page-final page.

**Articles from publications related to events:**

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication. Title of work. In: name of conference (meeting, symposium, etc.), number of the event, city, year. Proceedings ... City, Symbol. volume:: initial page-final page.

**Books:**

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication. Book title. Edition, city, publisher, the total number of pages.

**Book chapters:**

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication. Chapter title. In: Initial(s) Name. SURNAME (ed.), Book title. City, publisher, initial page-final page.

**Thesis and dissertations:**

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication Title of the thesis. City, state. Type of thesis (MA, PhD). University, the total number of pages.

**Sites and electronic texts:**

- Explicit author:

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication. Title of work. Available at: <http://>. Accessed on: month day, year.

- Anonymous author:

SOURCE/SITE. Initial(s) name. Year of publication. Title of work. Available at: <http://>.  
Accessed on: month day, year.

**Newspapers and magazines, organs and institutions:**

- Explicit author:

SURNAME, Initial(s) name. Year of publication. Title of work. Source (newspaper, organs, institutions, etc.). Session (Column, etc.). City, day month.

- Anonymous author:

SOURCE (newspaper, organs, institutions, etc.). Year of publication. Title of work. City, day month, number page.

## Apêndice 6. Normas da revista **Natureza & Conservação**

### **Aims and Scope**

Natureza & Conservação (Brazilian Journal of Nature Conservation, N&C) is a scientific journal devoted to improving theoretical and conceptual aspects of conservation science. It has the main purpose of communicating new research and advances to different actors of society, including the academy, conservationists and practitioners, government and decision-makers. N&C publishes original papers on biodiversity conservation and its implications, including population viability analysis, biological invasion, species distribution modeling, diversity patterns, phylogeography and conservation genetics, reserve design and selection, ecosystem management, conservation policy, among others.

There is no bias towards particular biogeographic regions, organisms or ecosystems, although we expect more submissions from Tropical and Neotropical regions. Scientific papers must focus on new conceptual or methodological developments with practical implications. Case studies will be considered only if inserted in these more general contexts. Authors are encouraged to submit reviews and essays on arising issues, in agreement with the editorial board. Purely descriptive papers will not be considered.

### **Submission**

Please submit your manuscript through our electronic submission system (<http://www.elsevier.com/ncon>). In the initial e-mail, corresponding author must explicitly state that the manuscript was not submitted to other journal and that all co-authors are aware of the submission. Also in the submission message, authors must indicate three preferred reviewers (along with their e-mails and affiliations), as well as stating if someone is to be avoided as a reviewer (non-preferred reviewer).

Manuscripts will be screened by the editorial board before being sent out for external review and may be rejected editorially. Editorial reject decisions are based on how well a manuscript fits the scope of the journal as well as on the quality of the manuscript.

## Sections

N&C publishes original papers in English, following four formats: Essays Perspectives will deal with longer essays and reviews (up to 6000 words) updating recent topics of interest in conservation science. Essays Perspectives will be usually invited, but submissions can be discussed with the editors in advance and suggestions are welcome. Original scientific research will be published in the format of Research Letters, which are short and concise manuscripts with up to 3000 words in length, up to 4 figures and/or tables, and 25 references. Policy forums are brief essays (1000 to 2000 words plus 1-2 figures) for a general audience on issues related to conservation and society. Contributions to this section should clearly articulate the significance of their ideas for conservation policy and practice. Book reviews (up to 2000 words) will be included in the journal on a range of relevant titles that are not more than two years old. Submission to this journal proceeds totally online and you will be guided stepwise through the creation and uploading of your files. The system automatically converts your files to a single PDF file, which is used in the peer-review process

## Manuscripts

### *Format*

Manuscripts should be double-spaced throughout (including tables, figure legends, literature cited) with all lines and pages numbered.

### *Text*

The title page must contain the section for which the manuscript is intended, the title of the manuscript and the authors' name, associated by superscript numbers indicating their affiliations, the total word count (including references, tables and figure legends) and a short title. The second page must contain 5 keywords for indexation purposes and an abstract with up to 300 words for Essays Perspectives, and up to 150 words for Research Letters. The next pages will contain the main text. For Research Letters, main captions will follow the standard format (introduction, material and methods, results, and discussion), but there is no specific format for Essays Perspectives. In both cases, main captions must be typed in uppercase bold font, and subtitles within each main caption must be italicized. A limit of 25 references is

established for Research Letters, and about 50 references are suggested for Essays Perspectives. For Research Letters, a limit of 4 figures and/or tables is recommended and authors must write as concise as possible, especially the methods section. It is strongly advised that the details of methods or original data are assigned to a supplementary material (with all figures and tables referred in the main text as Table S1, Figure S1, S2 and so on), which will be published online only. Avoid right margin justification and hyphenation. Double-check the contents of your manuscript before submitting. Only printer's mistakes in proofs will be changed free of charge.

### *Figures*

Since first submission, high-resolution figures in TIF, WMF or EMF formats will be required, with a minimum resolution of 300 dpi. Figure legends must be, as much as possible, standalone and must be typed separately, appearing in the end of the main text. Tables must be inserted at the end of the main text with the title, and built using the "Table" option of word processor or any open-source application (and not typed "manually" or pasted from spreadsheet applications).

Within figures, authors must be aware that symbols must be large-enough to be readable after reduction in size in the final publication.

### *Units*

Use SI units as far as possible.

### *Nomenclature*

Binomial Latin names should be used in accordance with International Rules of Nomenclature.

### *References*

Citations in the main text will follow the author-year standard format - 2 Harvard [i.e., Rabelo 2007; Bini & Diniz-Filho 2005; Loyola *et al.* 2008; or Loyola *et al.* (2008)]. In the reference list, papers with more than 3 authors must be referred as "*et al.*" as well, and references to articles, books and book chapters are as follows:

Silva JMC, 1995. Birds of the cerrado region, South America. *Steenstrupia*, 21:69-92.

Balmford A *et al.*, 2001. Conservation conflicts across Africa. *Science*, 291:2616-2619. PMID:11283376. [http:// dx.doi.org/10.1126/science.291.5513.2616](http://dx.doi.org/10.1126/science.291.5513.2616)

Marinho-Filho J, Rodrigues FHG & Juarez KM, 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. In Olivera PS & Marques RJ (eds.). *The Cerrados of Brazil*. New York: Columbia University Press. p. 266-284.

Legendre P & Legendre L, 1998. *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier.

Do not refer to unpublished material.

The reference list should be arranged alphabetically on authors' names and chronologically per author. If the author's name is also mentioned with co-authors, the following order should be used: publications of the single author, arranged chronologically - publications of the same author with one coauthor, arranged chronologically – publications of the author with more than one co-author, arranged chronologically. Publications by the same author(s) in the same year should be listed as 2009a, 2009b, etc. Reference lists not conforming to this format will be returned for revision.

We recommend the use of a tool such as Mendeley or EndNote for reference management and formatting. Click here to download the most up to date EndNote reference style for Natureza Conservação. Mendeley users will find it in the Mendeley citation styles repository.

### *Language and style*

Manuscripts will be checked for style and language and authors are invited to ask native speakers or use available online services to improve correctness of language and style. For standardization purposes, authors must check for spelling using the US-English option in their word processor or any open-source application. Editors and reviewers are invited to help in the process of improving as much as possible language and style of the manuscript.

The impact of the paper and, consequently, of the journal, will largely depend upon the quality of the English. After acceptance of the manuscripts, editor(s) will deserve the right to do minor changes to improve language and style.