

# ESCAS

ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

Gustavo Amaral Vasconcelos da Silva

MANUAL DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO  
DE INTEGRIDADE ECOLÓGICA, COM USO DE  
BIOINDICADORES E ECOLOGIA DE  
PAISAGENS

Nazaré Paulista - São Paulo

**2010**

Gustavo Amaral Vasconcelos da Silva

MANUAL DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO  
DE INTEGRIDADE ECOLÓGICA, COM USO DE  
BIOINDICADORES E ECOLOGIA DE  
PAISAGENS

Trabalho apresentado ao Curso de Pós-Graduação em Conservação e Sustentabilidade do ESCAS como um dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ecologia.

**Orientador:** Prof. Dr. Claudio Valladares Padua

**Comitê de orientação:** Prof. Dr. Paulo de Marco Jr.

**Comitê de orientação:** Prof. Dr. Alexandre Uezu

Nazaré Paulista – São Paulo

2010

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Claudio Valladares Padua

---

Prof. Dr. Paulo de Marco Jr.

---

Prof. Dr. Victor Eduardo Lima Ranieri

Nazaré Paulista, 10 de março de 2010

## **AGRADECIMENTOS**

Em primeiro lugar agradeço a minha família, meus pais Walker e Vera e a minha irmã Graziela, que sempre me deram alicerce para concluir meus objetivos e para nunca interromper os meus sonhos.

Aos meus outros familiares, que me apoiaram neste trabalho e me deram força para desenvolvê-lo.

Aos profissionais envolvidos com o ESCAS: Maria Helena, Maria, Lurdinha, Sérgio, Thiago e Sr. João. Pela dedicação e carinho com nós, alunos, pois devido ao contato presencial intenso, nos tornamos quase uma família.

Aos funcionários do IPÊ, os quais me ajudaram muito, sempre que necessário.

A todos os professores que ministraram aulas na disciplina de seminários, profissionais capacitados, vividos e que nos proporcionaram um grande aprendizado.

A meu orientador Claudio Pádua, um grande exemplo de ambientalista, no qual me espelho, pois me serve de inspiração para continuar na luta em favor de causas ambientais.

Ao professor integrante do meu comitê de orientação Paulo De Marco, com quem tenho orgulho de ter trabalhado em conjunto, pois se trata de um grande pesquisador que consegue aliar ciência e educação, além do senso de humor, que na vida acho fundamental.

A Cristiane Martins, professora e coordenadora do curso, pela dedicação intensa e apoio incondicional aos nossos trabalhos.

Ao professor e integrante do meu comitê de orientação Alexandre Uezu, pela tranquilidade e sabedoria com que me atendeu sempre que o solicitei.

Aos meus companheiros de mestrado, com quem aprendemos muita coisa em conjunto.

Em especial, não posso deixar de dedicar algumas linhas a meu companheiro de quarto e irmão Marco, que me deu a vantagem de cursar uma disciplina paralela de discussão intensa sobre os temas ambientais em nosso quarto.

À minha querida irmã Paulinha – a distância afasta pessoas – no nosso caso uniu... Pois foi exatamente por morarmos longe de nossas casas e ficarmos inúmeros fins de semana no ESCAS que viramos uma família.

À Sônia e Cecília – Mães, amigas, tias, vizinhas - moradoras do Sítio do Douglas, sede do mestrado, no qual vivemos experiências em conjunto, as quais tenho certeza que levarei para o resto da vida.

Ao Sérgio Talocchi, da Natura, que mesmo com as dificuldades por excesso de trabalho se esforçou a me ajudar em algumas escolhas, no início da Tese.

Ao pessoal do município do Turvo, comunidade e Instituto Agroflorestal (IAF), pela maneira como nos receberam em nosso trabalho de desafio. Um aprendizado fantástico que foi o grande motivador do tema do meu trabalho.

Aos meus eternos orientadores da Universidade Estadual de Londrina, Eduardo José Pimenta e Edmilson Bianchini, que sempre deixaram as portas do laboratório abertas para meu trabalho de pesquisa.

À ONG Meio Ambiente Equilibrado (MAE), a qual sou membro e na verdade grato por ter me influenciado na escolha de um mestrado profissionalizante.

Meus grandes amigos de graduação que sempre me auxiliaram no desenvolvimento do meu trabalho.

Aos meus amigos de Paraguaçu Paulista, com quem percebo uma união cada vez mais intensa o que me fortalece muito - “Samba Bala chita”.

Ao Diego letto, grande amigo e design gráfico que me auxiliou na confecção de todas as imagens presentes nesse neste manual.

Às minhas sócias na empresa CAÁ Consultoria Ambiental: Maisa e Taciana, que compartilham comigo as mesmas ideologias de conservação e negócios e que foram extremamente compreensivas com minha dedicação ao mestrado, no momento decisivo.

Muito Obrigado!

# Sumário

<i>Introdução</i> .....	7
<i>Considerações iniciais</i> .....	11
<i>Como utilizar o manual?</i> .....	13
<i>Como utilizar o manual?</i> .....	13
<i>Parte A - Ecologia de paisagens</i> .....	14
Definir a paisagem .....	15
A escala da Paisagem.....	17
Proporção de habitat .....	19
Tamanho do Fragmento .....	22
Conectividade.....	26
Avaliação da paisagem .....	31
<i>Parte B - Bioindicadores</i> .....	33
O que são bioindicadores .....	33
O estado da arte da bioindicação no Brasil: um estudo da literatura.....	39
Quais Indicadores seleccionar e por quê?.....	41
Quantas espécies seleccionar?.....	46
Controle.....	49
Replicação .....	50
Independência.....	53
Monitoramento.....	55
<i>Conclusão</i> .....	57
<i>Parte D - Estudo de Caso</i> .....	58

***Siglas.....66***  
***Referências Bibliográficas .....67***

## Introdução

O final do século XX presenciou o crescimento da consciência da sociedade em relação à degradação do meio ambiente, decorrente do processo de desenvolvimento desarmônico em todo o planeta (Van Belen, 2004).

As mudanças climáticas, poluição de corpos de água e redução de florestas passaram a ter influência direta na vida humana, o que fez crescer a importância da temática ambiental no planejamento dos setores público e privado.

Como exemplo, tem-se a Eco 92, reunião com a presença de 156 países criou a agenda 21, que tem como uma de suas ações a implementação de medidas nacionais e internacionais, com o propósito de alcançar a conservação da diversidade biológica, por meio do uso sustentável de seus componentes (Gross *et. al.*, 2005).

É fato que diferentes razões motivam os vários segmentos da sociedade a pensar na questão ambiental, assim como a qualidade de vida, os *valores intrínsecos\** (o valor que o ambiente tem em si, independentemente de todas as consequências e conexões) da mesma, mas, possivelmente, a principal delas seja o fator econômico.

A Convenção acerca da Diversidade Biológica, que reuniu mais de 180 países, apontou que o melhor caminho contra a perda de biodiversidade mundial seria a estimulação do setor empresarial a participar da agenda de conservação ambiental (ONU, 2008).

No mesmo sentido, Noguti *et. al.*(2008) afirma que as empresas estão cada vez mais preocupadas em ter um bom desempenho ambiental, controlando seus processos e diminuindo a possibilidade de impactos ambientais.

Elas estão sendo cobradas para que adotem políticas ambientais claras e eficientes e alinhem seus objetivos organizacionais com os objetivos ambientais, seja pela obediência à legislação, pelos *stakeholders\** ou pela demanda do mercado, que exige cada vez mais do 2º setor\* transparência e ações relacionadas às questões ambientais e ao desenvolvimento sustentável.

Uma das preocupações mais recorrentes no mundo atual é o impacto das atividades empresariais sobre a biodiversidade, e, por consequência, na integridade ecológica do ambiente.

\* Palavra presente no glossário.



Empresas que se propõem a trabalhar de maneira sustentável, ou seja, com uma atuação direta junto às comunidades, ou que buscam alocar de forma ambientalmente correta os seus empreendimentos, acabam por esbarrar na falta de ferramentas específicas para avaliar a *integridade biótica\** do local e, conseqüentemente, o sucesso de seus objetivos nas áreas social e ambiental.

Devido à inexistência de uma metodologia eficiente e universal para o tema, consultores ambientais - na maioria dos trabalhos de avaliação florestal - acabam por realizar inventários de fauna e flora, para avaliar a característica do ambiente.

O problema é que levantamentos de espécies podem não apresentar um panorama verdadeiro do ambiente em questão, pois em geral são escolhidos poucos grupos biológicos, os quais nem sempre respondem por toda a biota local ou regional (Kerr, 1997; Lindenmayer *et. al.*, 2002; Roberge & Angelstam, 2004).

Contudo, não se trabalha aqui a partir da “estaca zero”, pois existem iniciativas nacionais e internacionais para mensuração de sustentabilidade como, por exemplo, *Ecological Footprint\**, *Dashboard of Sustainability\**, e *Barometer of Sustainability\** (Van Bellen, 2004), as quais apresentam índices de caracterização do ambiente, mas que não focam exatamente na integridade ecológica, e, conseqüentemente, não consideram tópicos importantes, como: nível de fragmentação dos *habitats*, efeito de borda e desequilíbrio em *cadeias tróficas\**. Conseqüentemente, não avaliam uma tendência de possível deterioração ambiental em médio e longo prazo.

Tendo em vista a dificuldade científica e econômica de levantamentos completos de biodiversidade e as indicações da necessidade de alto nível de detalhamento em escala regional e local, o estabelecimento de espécies indicadoras pode oferecer respostas e simplificar o manejo e a gestão (Beazley & Cardinal, 2004). Além disso, é o primeiro passo não só para sobrevivência das espécies individuais, mas, conseqüentemente, para a conservação de comunidades biológicas inteiras (Primack & Rodrigues, 2001).

Como afirma McGeoch (1998), bioindicadores são os mais utilizados para demonstrar os efeitos das mudanças ambientais (como alterações no *hábitat*, fragmentação e mudanças climáticas) no sistema biótico, às vezes funcionando, mesmo como um medidor do estado do ambiente.

Estudos com bioindicadores servem em geral para dois propósitos: mostram se determinada perturbação tem ou não um impacto biótico, e fornecem informações críticas para a conservação do táxon ou grupo indicador, principalmente quando se sabe que a espécie é rara ou ameaçada (Butterfield, *et. al.*, 1995).

É importante esclarecer que não existem espécies ou técnicas universais, as quais podem ser usadas a qualquer momento em qualquer situação para fornecer um real diagnóstico do ambiente.

McGoech (1998) ressalta que a seleção de potenciais táxons ou grupos indicadores deve observar critérios como aptidão, identificação de relações entre os indicadores e as variáveis ambientais, sobretudo, o desenvolvimento e teste de hipóteses.

Indicadores devem apresentar quatro características básicas: viabilidade; custo efetivo para amostragem; fácil e confiável identificação; funcionalidade e responder aos distúrbios de maneira consistente (Pearce & Venier, 2006). Esses indicadores, quando contemplados com precisão podem atingir os anseios de um diagnóstico ecológico e mercadológico de qualidade.

Outra ferramenta que pode auxiliar na avaliação e monitoramento da integridade de remanescentes florestais é a Ecologia de Paisagem, pois remanescentes florestais estão cada vez mais sujeitos à fragmentação, devido a expansão agrícola e urbana.

Ao aliar a análise espacial aos bioindicadores, pode-se estabelecer áreas prioritárias ou possíveis ameaças, por meio da análise do mosaico, matriz e possíveis corredores. Essas abordagens podem ser úteis na resolução de uma vasta gama de questões ambientais e sociais de uso da terra (Forman, 1995).

Além disso, considerações estatísticas e considerações de custo para o monitoramento em longo prazo devem estar intimamente relacionadas, pois para que os dados de um programa de monitoramento tenham crédito, devem ser coletados de acordo com um projeto científico válido, com base em amostragem cuidadosa. No entanto, é preciso ficar claro que a amostragem ideal raramente pode ser oferecida.

Portanto, a amostragem estatística também deve ser incluída como parte do projeto. A fase de delineamento é fundamental para garantir a relação custo-benefício do programa de amostragem, embora muitas vezes seja mal feita, ou não

abrangente (Maher *et al.*, 1994). Por exemplo, má alocação dos pontos amostrais pode sub ou super estimar a presença de determinada grupo.

A construção de uma metodologia mais eficiente na avaliação florestal pode facilitar a vida de consultores ambientais e pessoas ligadas em tal processo. Para isso, uniu-se de maneira consequente e coordenada Ecologia de paisagens e Bioindicadores, que procuram dar praticidade e coerência ao processo avaliativo.

Assim, de maneira seqüencial, parte-se de uma escala humana e regional, até os processos específicos que determinam os grupos a serem utilizados como indicadores, ressaltando a necessidade de uma amostragem sólida, a fim de estabelecer melhores critérios para diagnosticar ambientes florestados.

## Considerações iniciais

É evidente que a prestação de serviços deve apresentar clareza no que se pretende diagnosticar. Para isso é necessário que se tenha objetivos bem definidos. Assim fica mais fácil estabelecer o que, como e quando avaliar. Vamos iniciar com um pequeno exemplo...

“Urubus são ótimos indicadores de presença de lixo e animais mortos!!”

### Os Urubios



O quadrinho acima ilustra que não necessariamente a sensibilidade de uma espécie à degradação do ambiente vai ser sempre o melhor indicador. Pois se queremos saber se existe aumento da quantidade de lixo existente em um ambiente, de nada adianta utilizarmos a onça-pintada, mas quem sabe os mal vistos urubus podem responder a nossa pergunta?

Portanto, partimos do princípio de pensar bioindicadores sem mistificar espécies que possam responder a todo e qualquer distúrbio. E iniciamos com a questão: que tipos de alterações ambientais se podem avaliar? Se a idéia é mensurar níveis de poluição, pressão de caça, impacto da coleta de sementes, corte seletivo de madeira, urbanização da matriz do entorno, instalação de empreendimentos, ou mesmo todo o conjunto de fatores, tudo deve estar muito claro nos objetivos, pois esses nortearão todas as decisões a serem tomadas.

Como o intuito é estabelecer critérios para avaliação florestal, a inserção da Ecologia de paisagens contribui para determinar efeitos e causas de possíveis

impactos no ambiente florestal, em uma escala mais abrangente, a partir da qual, em etapas posteriores, se podem estabelecer indicadores mais adequados.

Portanto, se considerar que a pressão de caça é o objetivo a ser mensurado, deve-se estabelecer espécies que historicamente apresentam esse problema regional. Como, por exemplo, aves como a jacutinga e o macuco podem funcionar como indicadores. Porém, em ambientes com baixa porcentagem de vegetação, tais espécies não devem ocorrer, o que nos remete a escolha de outros grupos menos sensíveis, que provavelmente devem ocorrer, como jacu e inhambu.

E, por fim, já que se tratou de fenômenos biológicos, cuja natureza está ligada a múltiplas causas de variação, os resultados particulares observados estão relacionados a fatores probabilísticos. Assim, clareza em nossa pergunta também permitirá que tenhamos o experimento executado de forma correta, elaborando hipóteses testáveis que possam fornecer avaliações precisas, das quais seja possível avaliar o grau de confiabilidade (De Marco & Paglia, 2003).

## Como utilizar o manual?

A fim de otimizar e tornar efetiva a avaliação ambiental, este manual estabelece uma sequência lógica, que é:

1. **Caracterizar a paisagem para determinar possíveis interferências na área de estudo;**
2. **Selecionar o tipo de bioindicador que corresponda ao que se pretende avaliar;**
3. **CrITÉrios para aclarar a escolha dos indicadores;**
4. **Desenvolver um desenho amostral de qualidade;**
5. **Avaliar e monitorar a área de estudo.**



**Figura 1.** Fluxograma de todas as etapas abordadas pelo manual para avaliação ambiental a partir da seleção de bioindicadores.

## **Parte A - Ecologia de paisagens**

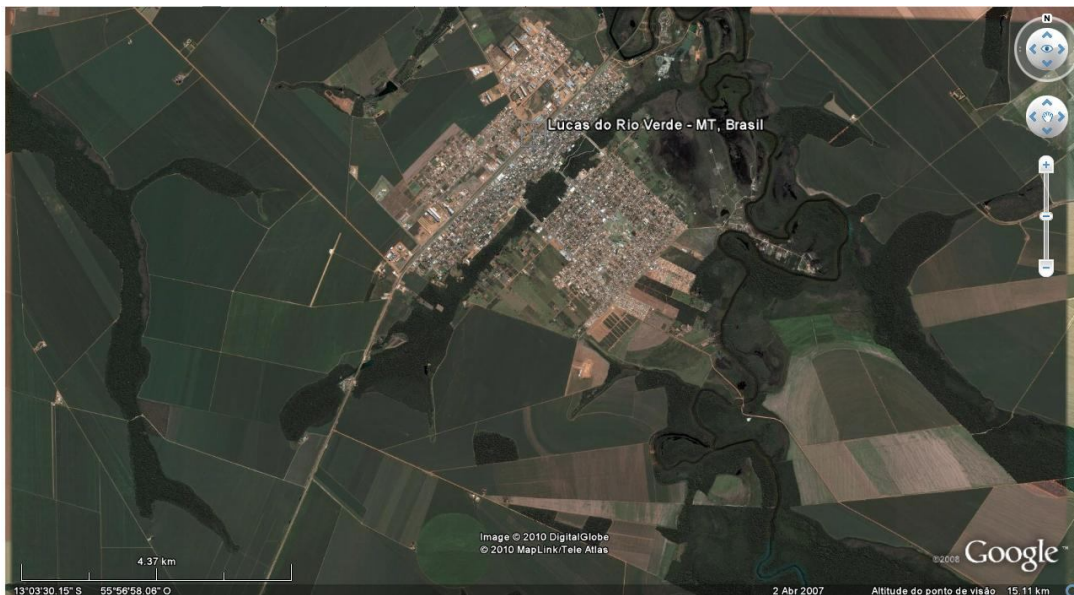
O grande desafio deste trabalho é desenvolver um material para avaliação de cobertura vegetal, que seja genérico o suficiente, sem se tornar superficial, e que - ao menor tempo - possa ser adaptado e aplicado em diferentes regiões do Brasil.

O Brasil possui, historicamente, formas de ocupação territorial heterogêneas, iniciadas com o processo de colonização, no qual ocorreu uma explosão demográfica de fauna e flora exóticas e, principalmente, uma intensa exploração de recursos naturais para o mercado internacional. E, posterior à ocupação, houve a expansão das fronteiras agrícolas e da pecuária (Pádua, 1998).

Por compor um grande mosaico de ecossistemas, com diferentes graus de exploração e conservação, em que ecossistemas naturais estão entremeados em diferentes tipos de usos antrópicos, a utilização dos conceitos da Ecologia de Paisagem é um caminho de facilitação para definir as melhores estratégias de avaliação de um ambiente.

## Definir a paisagem

O nosso primeiro desafio é conceituar o que é paisagem para nós, humanos, e para os animais e plantas, já antecedendo a informação de que há diferença entre esses grupos.

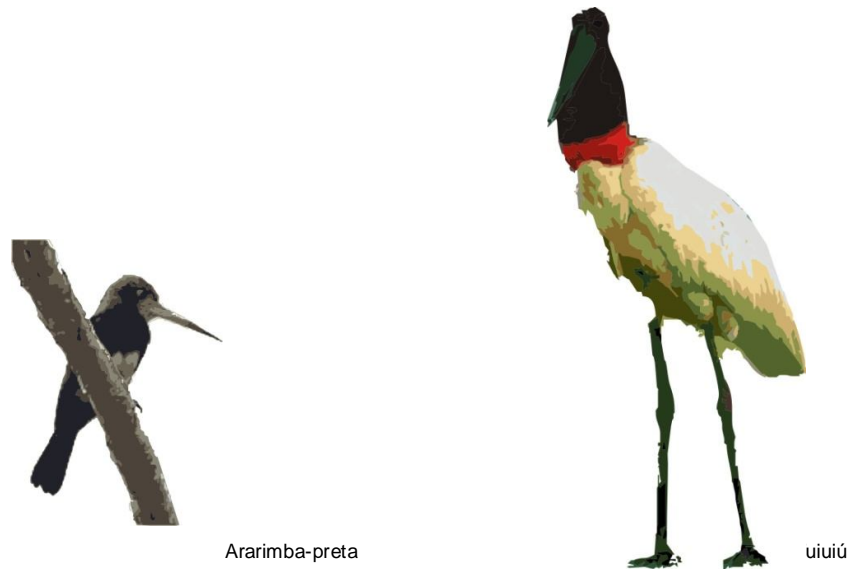


**Figura A. 1.** Imagem de satélite spot do município de Lucas do Rio Verde, Mato Grosso (Google Earth™).

Ao analisarmos uma imagem de satélite do município de Lucas do Rio Verde, Mato Grosso (Google Earth™), fica claro para nós humanos a aparência de colcha de retalhos em que vários elementos estão presentes - áreas urbanas, plantações e vegetações naturais compondo a paisagem.

Acabamos de descrever superficialmente a nossa visão da paisagem de Lucas do Rio Verde, mas se pensarmos na ararimba-preta ([Brachygalba lugubris](#)), espécie de ave de pequeno porte que ocorre nessa região, será que ela consegue interpretar a mesma paisagem como nós humano acabamos de fazer? Ou mesmo fazer a interpretação e uso que faz o grande Tuiuí ([Jabiru mycteria](#))?





**Figura A.2.** Ilustrações da ararimba-preta (*Brachygalba lugubris*) ave da família [Galbulidae](#) que mede 16,5cm e Tuiuiú (*Jabiru mycteria*) maior ave da família [Ciconiidae](#) com cerca de 1m de altura (Sousa, 2004).

Vamos esclarecer essa situação com a definição de paisagem - um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo essa heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador, em uma determinada escala de observação (Metzger, 2001).

Ao pensarmos na visão de um observador, dividimos o conceito em duas abordagens (Metzger, 2001):

**Geográfica** - que se preocupa com o planejamento e ocupação territorial, alinhada com a visão humana;

**Ecológica** - que dá maior ênfase às paisagens naturais e não necessariamente trabalha com macro-escalas, reforçando a maneira como as espécies encaram a paisagem.

Essa definição da paisagem se enquadra ao manual da seguinte maneira: num primeiro momento em que serão avaliados os processos de fragmentação da paisagem, utiliza-se a visão geográfica, do ser humano; já, na etapa posterior, para seleção de indicadores, deveremos nos posicionar com relação à abordagem ecológica e considerar como as espécies percebem a paisagem.

## A escala da Paisagem

Com relação à abordagem **geográfica**, vista sob uma ótica humana, e que inclui ecossistemas naturais agregados a diferentes tipos de usos, a paisagem pode variar de dezenas a milhares de hectares.

No entanto, para o presente estudo decidiu-se por considerar paisagens com extensões de **10.000 hectares (100km<sup>2</sup>)**. Tal escala baseia-se na relevância para conservação, pois a partir da mesma pode-se pensar melhor no manejo da paisagem; e para o fato de que grande parte dos processos ecológicos acontecer em extensões menores que essa.

É importante fazermos algumas considerações sobre a escala **ecológica**. Como vimos, um mesmo espaço geográfico pode ser percebido como paisagens totalmente diferentes para espécies distintas em função de suas características biológicas específicas e por responderem de forma diferente ao ambiente (Metzger, 2001). Isso fica mais claro se exemplificarmos tal situação com três espécies de aves de nicho bem diferentes:

A Harpia (*Harpia harpyja*) é uma espécie de ave de topo de cadeia que vive em dossel de floresta, onde pega suas principais presas, entre as quais macacos e preguiças. Essa ave apresentava uma distribuição por quase toda a América Central e do Sul e hoje está restrita a grandes contínuos florestais (Vargas *et. al.*, 2006) (Figura A.3).

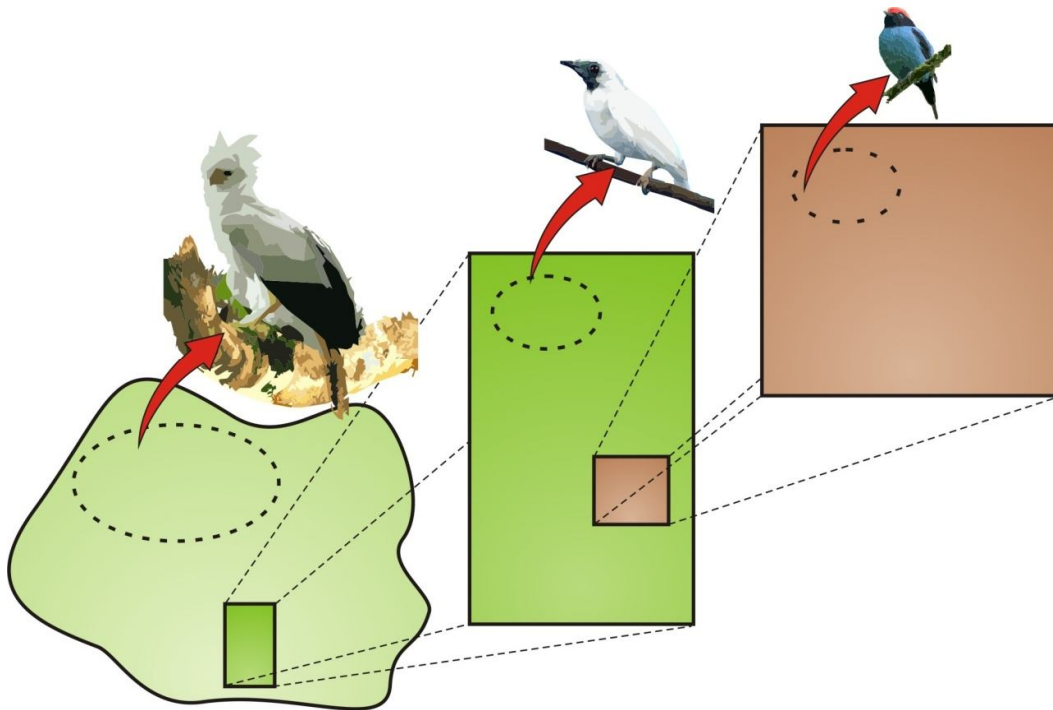
A segunda espécie é a Araponga (*Procnias nudicollis*), espécie que habita o dossel de Floresta Atlântica e sofre com efeitos de fragmentação, desaparecendo de fragmentos menores (Anjos, 2001; Develey & Martensen, 2006). (Figura A.3).

Por fim, o Tangará-dançador (*Chiroxiphia caudata*), ave pequena, onívora que tem sua distribuição associada à Mata Atlântica. A espécie vive em grupos com uma forte estrutura hierárquica, estritamente associada com a floresta, e é incapaz de sobreviver em ambiente não-florestal (Boscolo & Metzger, 2009) (Figura A.3).

Como mostrado nos exemplos acima, a Harpia necessita de grandes florestas para sobreviver, já a Araponga não precisa de áreas tão extensas, mas desaparecem se o ambiente for muito fragmentado.

Diferente do tangará-dançador que tem um hábitat reduzido a poucos hectares, e que é relativamente comum mesmo em áreas secundárias. Nesses casos, a seleção da escala espacial correta para medir a estrutura da paisagem e da

escolha entre uma abordagem única ou multi-escalares são decisões essenciais para avaliar como a fragmentação do habitat pode afetar a incidência e a persistência das diferentes espécies de aves.



**Figura A.3.** Exemplo esquemático de diferentes nichos de espécies de aves – Harpia (*Harpia harpyja*), araponga (*Procnias nudicollis*) e tangará-dançador (*Chiroxiphia caudata*).

Portanto, existem duas questões fundamentais quanto à determinação da escala - a primeira está no fato de se estabelecer a escala para avaliação da paisagem, em nosso caso, 10.000 ha; e a segunda é o conhecimento da escala que espécies selecionadas respondem aos efeitos de degradação ambiental.

Para deixar mais claro a segunda situação, no decorrer deste capítulo estão definidos, exemplificados e comentados os conceitos de Ecologia de paisagens que tem demonstrado serem os mais influentes na distribuição e abundância das espécies e na integridade de um ambiente florestal (Forman, 1995; Fisher & Lindenmayer, 2007).

## Proporção de habitat

Uma paisagem pode ser composta, inteiramente, por floresta, ou conter apenas poucos e dispersos remanescentes florestais em seu interior. A escolha de um bioindicador em cada situação, obviamente, deve divergir.

Vamos imaginar que uma paisagem apresente 100% de sua área recoberta por vegetação natural e essa comece a ser suprimida. Algumas espécies desaparecem da região ao início do processo (Stouffer & Bierregaard Jr, 1995), pode-se dizer que essas são as espécies mais sensíveis e não estarão presentes em ambientes com baixa porcentagem de vegetação.



### Exemplo:

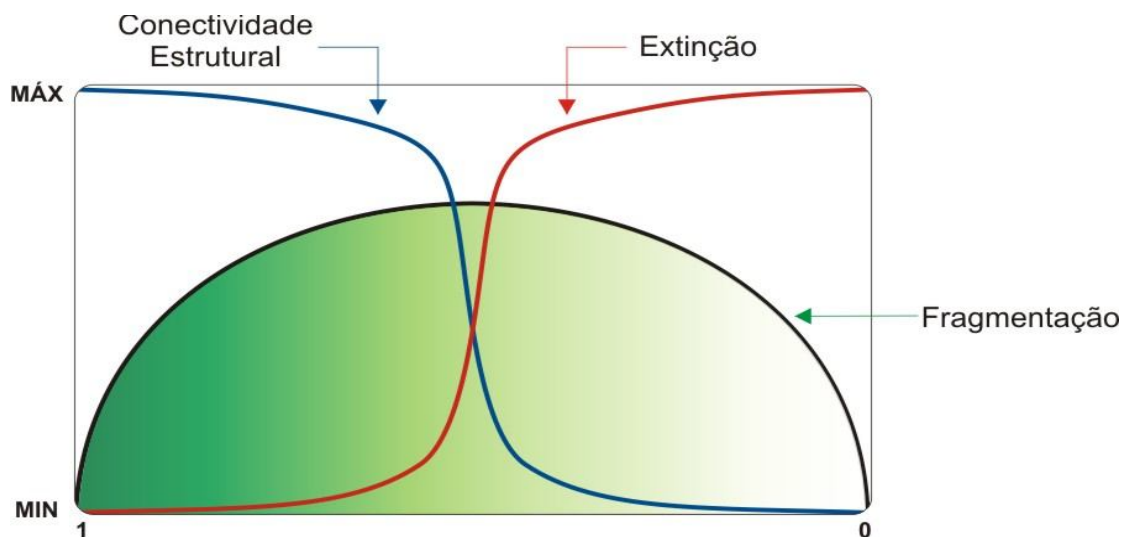
Trabalho para avaliar riqueza de mamíferos no Estado da Pensilvânia, Estados Unidos, concluiu que a presença do urso-escuro (*Ursus americanus*) e do lince (*Lynx rufus*) estava ligada à alta quantidade de vegetação, fato explicado pelos autores devido à grande área de vida das espécies (Joly & Myers, 2001).

Modelos teóricos de paisagem suportam que a redução do hábitat é o principal responsável pela perda de espécies em paisagens com mais de 60% de vegetação (Mcintyre & Hobbs, 1999).

Se continuarmos o exercício de reduzir a quantidade de vegetação na paisagem abaixo de 60%, os efeitos da fragmentação começam a apresentar maior representatividade na manutenção de espécies (Mcintyre & Hobbs, 1999) (Figura A.4).

E se a vegetação continuar diminuindo? Teremos cada vez ambientes nativos menores e menos conectados e espécies sumindo gradativamente (Fahrig, 2003).

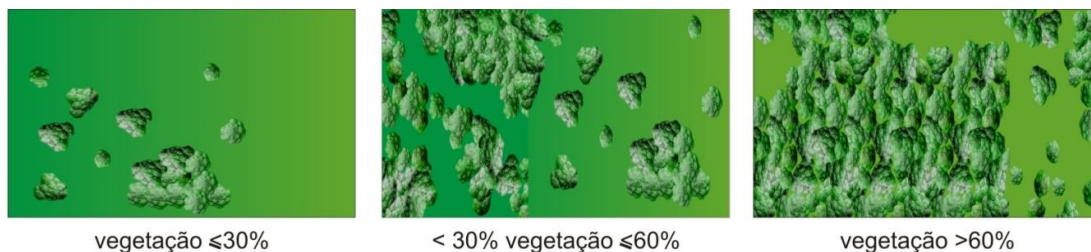
Porém, essa redução gradativa pode ter um limiar, no qual efeitos da fragmentação se tornam tão intensos, que ocorre uma queda brusca do número de espécies (Metzger & Décamps, 1997; Fahrig, 2002; Radford & Bennet, 2004; Lindenmayer & Luck, 2005) (Figura A.4).



**Figura A.4.** Relações teóricas entre a proporção de habitat, a conectividade estrutural, fragmentação do habitat e extinção de espécies - adaptado de Metzger & Décamps, (1997).

Estudos têm sugerido um limiar de 30% de cobertura vegetal nativa, mas não é uma regra e essa porcentagem pode variar (Fischer & Lindenmayer, 2007). Essa situação é conhecida como limiar ecológico e pode ser definido como o ponto ou a zona na qual ocorrem mudanças rápidas de uma condição ecológica para outra (Bennett & Radford, 2003). Isso ocorre porque a fragmentação normalmente leva ao isolamento, à diminuição da disponibilidade de habitats, e pode influenciar a capacidade de dispersão, distribuição espacial e diminuição da variabilidade genética (Huggett, 2005; Boscolo & Metzger, 2008).

Considerando esses valores de proporção de habitat e seus efeitos sobre a biodiversidade, foi criada uma classificação considerando três condições da paisagem de 10.000 ha: 1. área com menos de 30% de vegetação nativa possui condições de risco mais elevados, com poucas espécies sensíveis ou restritas a alguns locais específicos; 2. entre 30% e 60% de vegetação nativa na qual o processo de fragmentação se intensifica e será o principal responsável, com relação à paisagem, na manutenção ou extinção das espécies; e acima de 60%, no qual a presença do maior número de espécies de um ambiente é esperada (Figura A.5).



**Figura A.5.** Porcentagens de vegetação utilizadas para avaliar a paisagem – ambientes com porcentagem de vegetação  $\leq 30$ , entre 30 e 60 e  $> 60$ .

Assim, é possível extrair algumas inferências a respeito da avaliação de um ambiente, pois percebe-se que quanto maior a quantidade de vegetação em uma paisagem, mais as características responsáveis pela manutenção dos processos ecológicos e, conseqüentemente, a biodiversidade são mantidos.

Nesse sentido, quanto menor a quantidade de vegetação, mais outros fatores terão influência direta na manutenção de espécies - como tamanho dos fragmentos e grau de conectividade, como veremos a seguir.

## Tamanho do Fragmento

Ao nos depararmos com ambientes nos quais a fragmentação começa a ter grande relevância - paisagens com menos de 60% de vegetação natural -, o parâmetro mais importante a ser analisado, com relação à manutenção da biodiversidade, é o tamanho dos fragmentos florestais (Fischer & Lindenmayer, 2007).

Diversas teorias e conceitos em biologia da conservação sugerem que grandes manchas de habitat são importantes para conservação da biodiversidade. Fragmentos maiores possuem maior diversidade de habitat, tem mais áreas de interior, menor intensidade do efeito de borda, mais recursos, mais chances de receber migrantes e as populações têm menos riscos de se extinguirem por eventos estocásticos (demográficos e genéticos) (Saunders et. al., 1991; Laurence et. al., 1998; Seoane et. al., 2000; Primack & Rodrigues, 2001; Fahrig, 2003; Sofia & Suzuki, 2004).



### Exemplo:

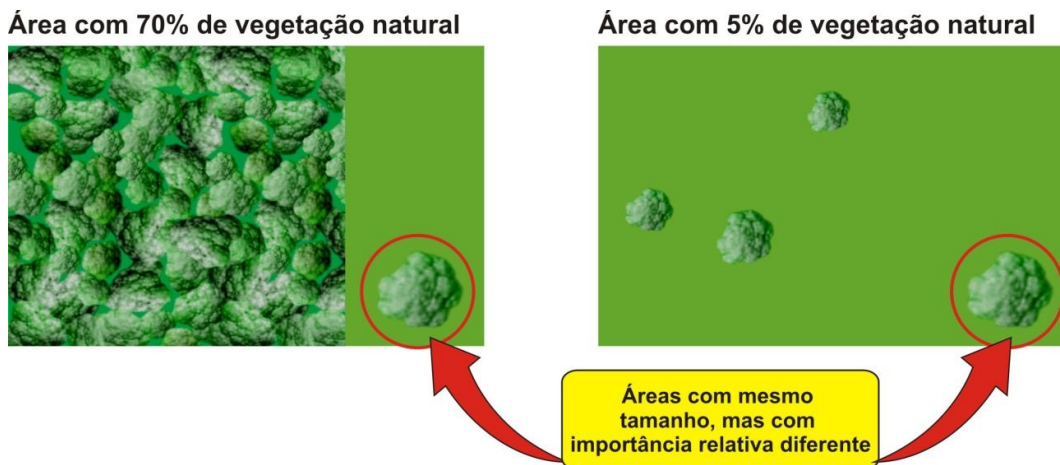
A diversidade de habitats, que proporciona aos indivíduos oportunidade de forragear em diferentes estados fenológicos foi a resposta encontrada por Singer *et. al.* (2001) para explicar porque as ovelhas selvagens (*Ovis canadensis*), típicas do noroeste dos Estados Unidos, apresentam correlação significativa para grandes fragmentos.

Portanto, para avaliarmos a qualidade de um ambiente, pode ser fundamental considerar o tamanho da área estudada como uma variável explicativa.

Devemos pensar também no tamanho relativo da área florestal para com o ambiente. É importante considerar que áreas que podem ser pequenas em paisagem com alta porcentagem de vegetação devem apresentar importância **relativa** diferente daquela observada nas áreas com vegetação natural reduzida (Figura A.6).

Isso se dá, principalmente, em estudos de escolhas de áreas prioritárias, as quais, no segundo caso, podem ter um peso importante, pois podem representar áreas-fontes, que abastecem os fragmentos menores (Paglia, *et. al.*, 2006), e serem

mantenedoras da biodiversidade regional, por fornecerem maior suporte às espécies que ali vivem.



**Figura A.6.** A Ilustração demonstra que remanescentes florestais de mesmo tamanho podem apresentar importância relativa diferente.

### Subtópico – Efeito de borda

A borda é a região que delimita a área florestal. As diferentes influências que atuam sobre as bordas proporcionam habitats diferentes do original, pois ocorrem mudanças de gradiente biótico e abiótico, que alteram a estrutura dessa região (Murcia, 1995). Esse fenômeno é denominado efeito de borda e está diretamente ligado ao tamanho e à forma do remanescente florestal, pois se intensifica com o aumento da área de contato das florestas com o ambiente externo (Harper *et. al.*, 2005).



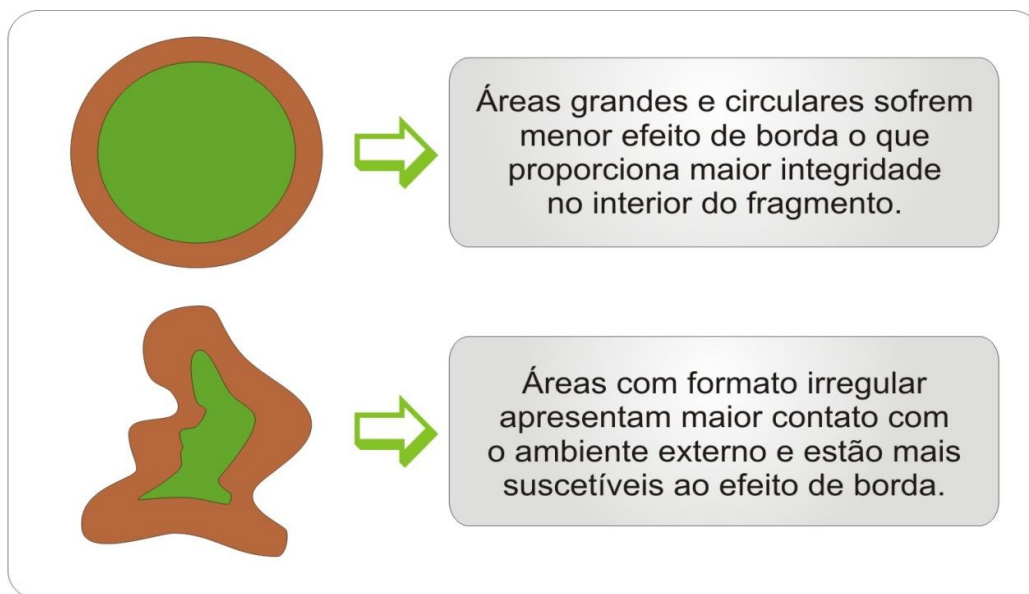
### Exemplo:

Ao comparar a composição vegetal da borda de remanescentes florestais no sudeste Australiano, foram obtidas riquezas diferentes. A justificativa dos autores foi o nível de distúrbio e tamanho dos fragmentos, já que áreas maiores se mostraram mais ricas (Fox *et. al.*, 1997).

O efeito de borda pode ser um dos pontos avaliados quanto à fragmentação florestal, pois aumento de áreas com borda, ou seja, com composição estrutural



diferente do interior pode ser uma das respostas à qualidade do ambiente. A intensificação desse efeito pode significar também a redução da área efetiva para muitas espécies sensíveis de interior de mata (Figura A.7).



**Figura A.7.** Figura representativa de uma situação que dificulta e outra que favorece o efeito de borda.

## Isolamento

Outro processo que iremos considerar quanto à fragmentação é o grau de isolamento que deve se intensificar conforme diminuir a proporção de vegetação na paisagem.

Segundo a teoria da metapopulação, o isolamento é relevante, pois quanto mais isoladas os habitats de vida estiverem, menores as chances de serem colonizadas (Hanski, 1998). A ausência de fluxo de indivíduos pode ainda gerar populações relictuais, nas quais o número de indivíduos decresce pouco a pouco e não são compensadas por recolonização (Paglia et. al., 2006).

Mas o que irá determinar se uma área está isolada ou não?

A determinação do grau de isolamento é condicionada por características do ambiente e das espécies. O isolamento funciona de forma diferente para as espécies, devido às suas características intrínsecas. Por exemplo, Uezu *et. al.*, (2005) avaliaram a conectividade entre fragmentos pequenos isolados, através do teste de *playback* com 6 espécies diferentes de aves, no qual uma das espécies, o Surucú (*Trogon surrucura*), não transpôs as áreas entre os fragmentos, enquanto outras, como o tangerá-dançador (*Chiroxiphia caudata*) chegou a atravessar mais de 100 m por áreas abertas de plantação.

Com relação às características do ambiente, a primeira variável a ser pensada relacionada ao isolamento, é a distância entre os remanescentes de habitat. Obviamente que quanto mais distante, maior o isolamento e, portanto, menor o fluxo de indivíduos. No entanto, esse não é o único fator que separa ou conecta as populações divididas espacialmente. Para isso temos que abordar outro conceito em Ecologia de Paisagem: a conectividade.

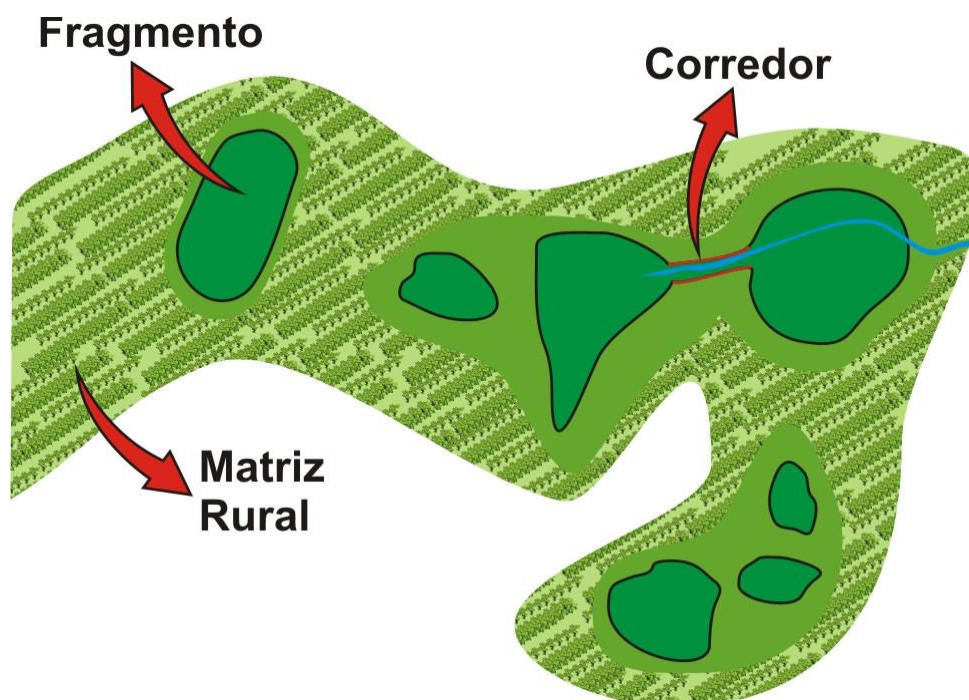
## Conectividade

A conectividade é a capacidade da paisagem de facilitar os fluxos biológicos (Taylor, 1993). Aqui discutiremos a conectividade estrutural - que está relacionada ao arranjo espacial da paisagem, densidade e complexidade dos corredores, e a composição da matriz (Uezu et al., 2005). Essa pode proporcionar a conectividade funcional - definida pelo grau com que uma espécie pode se mover através de uma paisagem (Uezu, et. al., 2005) (Figura A.8).



### Exemplo:

O uso de radiotelemetria para avaliar o hábito de vida dos lobos-guarás (*Chrisocyon brachyurus*) no nordeste do estado de São Paulo concluiu que os indivíduos avaliados tinham preferência por habitats formados por cobertura vegetal natural, mas que faziam uso de diferentes áreas, sem a presença da vegetação original (Mantovani et. al., 2007).



**Figura A.8.** Diferentes tipos de conectividade presentes entre fragmentos florestais – Matriz e Corredor.

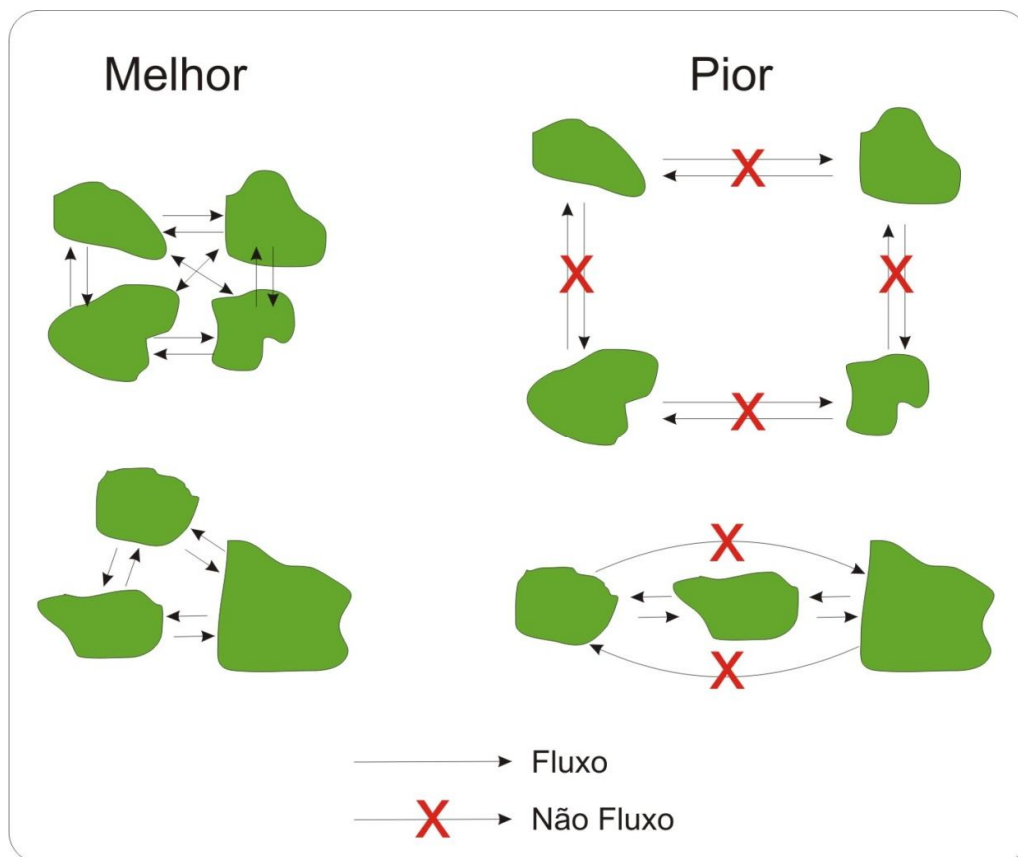
### Disposição dos remanescentes vegetais

A forma como as áreas florestadas estão dispostas no ambiente também tem importância fundamental para a presença ou não de certas populações, especialmente, quando em proporções baixas do habitat original (Andrén 1994, Fahrig 2003). Como postula o modelo de metapopulações, são melhores os fragmentos do mesmo tamanho próximos do que distantes, e a conformação dessas áreas na paisagem também pode ser um facilitador do fluxo de indivíduos (Figura 9).



### Exemplo:

Estudos como o apresentado por Andreassen & Ims (1998) mostram que em fazendas norueguesas a movimentação de pequenos roedores inter-fragmentos era duas vezes maior quando havia redução da distância entre as áreas.



**Figura A.9.** Desenho simulando disposição de fragmentos e possível diminuição de fluxo de indivíduos entre as áreas.

## Corredores

Os corredores são áreas homogêneas (numa determinada escala) de uma unidade da paisagem, que se distinguem das unidades vizinhas e que apresentam disposição espacial linear (Forman, 1995). Em estudos de fragmentação, considera-se corredor apenas os elementos lineares que ligam dois fragmentos anteriormente conectados (Metzger, 2001).

Os corredores responsáveis pela conectividade estrutural entre duas áreas, muitas vezes são criticados, pois embora possam ter o efeito positivo de conectar populações entre fragmentos de habitat, podem também propiciar o espalhamento de fogo e epidemias (Hess, 1996). Porém os corredores podem aumentar o tamanho da população, o movimento entre áreas de vegetação, e fluxo gênico (Baum *et. al.*, 2004). Ao considerarmos a integridade de fragmentos, a presença de corredores tem sido considerada muito mais positiva do que negativa (Beier & Noss, 1998; Damschen *et. al.* 2006).



## Exemplo:

Em grande escala, um experimento demonstrou que manchas de habitats ligados por corredores tem maior riqueza vegetal do que fragmentos isolados, que essa diferença aumenta com o tempo, e que os corredores não promovem a invasão por espécies exóticas (Damschen *et. al.*, 2006).

Portanto, uma possibilidade é avaliar a diversidade de áreas que não eram conectadas e perceber se estão ocorrendo re-colonizações ou se a perda de corredores está diminuindo a qualidade dos ambientes.

## Matriz

Outro aspecto importante para auxiliar na avaliação da paisagem é analisar a composição da matriz. Os modelos mais antigos como, por exemplo, alguns modelos de metapopulação e biogeografia de ilhas assumiam a matriz como algo homogêneo e inóspito (Ricketts 2001). Já em estudos de Ecologia de paisagem, a matriz é entendida como a área dominante na paisagem. Em paisagens modificadas, geralmente vegetação não nativa (Fischer & Lindenmayer, 2007),

esses elementos devem apresentar diferentes graus de resistência à passagem dos organismos, podendo funcionar como barreira ou até apresentar alta *permeabilidade\**.

Compreender os efeitos da matriz sobre a conectividade da paisagem, em relação à dinâmica das populações, exige compreensão dos movimentos dos animais e de dispersores de sementes e agentes que transportam pólen, no caso de plantas (Chambers e MacMahon 1994; Murphy & Lovett-Doust, 2004). Essa constatação pode ser incorporada à análise de integridade de ambientes, e ser interessante para avaliação da interferência da agricultura, pastagem e edificações.



## Exemplo:

Umetsu & Pardini (2007) testaram se existia diferença na ocupação de habitats da floresta nativa, plantações de eucalipto, áreas de agricultura e áreas rurais com edificação, por pequenos mamíferos, na região de Caucaia, São Paulo.

Concluíram os pesquisadores que a riqueza de espécies foi semelhante para todas as áreas, porém, as espécies que compunham os ambientes eram diferentes. Fato que pode ser explicado por ambientes diferentes que apresentam outras características para manutenção das espécies.

Em paisagens com baixa porcentagem de vegetação nativa a matriz pode apresentar grande importância na conectividade de habitats, pois pode ser o único meio da manutenção do fluxo biológico entre áreas nativas remanescentes.

## Trampolins Ecológicos

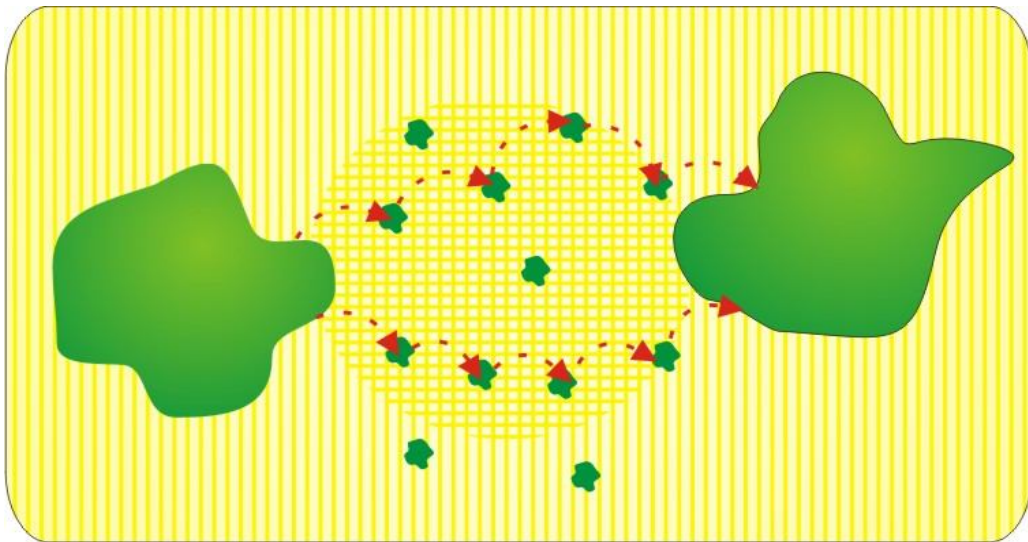
Um interessante passo para avaliações da matriz é a identificação de pequenas áreas de hábitat dispersas que podem, para algumas espécies, funcionar como pontos de parada entre áreas homogêneas de uma paisagem, os chamados trampolins ecológicos ou poleiros ecológicos (Stepping Stones) (Metzger, 2001) (Figura A.10). É importante ressaltar que a eficiência dos trampolins ecológicos é

diretamente influenciada pela resistência da matriz e capacidade dos indivíduos em atravessar trechos da matriz (Uezu *et. al.*, 2008).



## Exemplo:

Na escala da paisagem, foram encontradas evidências de que os sistemas agroflorestais podem ser usados por parte da comunidade de aves com trampolins ecológicos, restabelecendo, portanto, parte das funções ecológicas perdidas com a fragmentação. Porém apenas para aquelas espécies mais capazes de usar áreas abertas e florestais (Uezu *et. al.*, 2008).

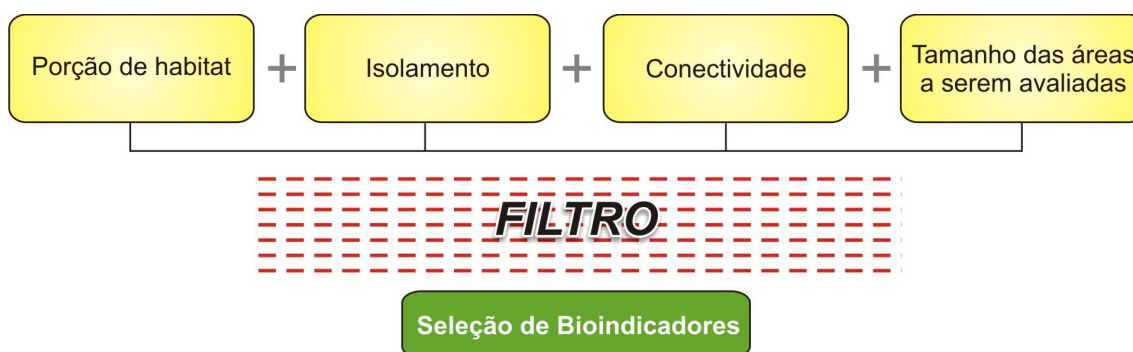


**Figura A.10.** Desenho esquemático para demonstrar áreas na matriz como trampolins ecológicos - adaptação de Baum *et. al.* (2004).



## Avaliação da paisagem

Após a explicação dos principais conceitos da Ecologia de paisagem, que podem influenciar a diversidade biológica de uma área florestal, vamos usá-los para criar conexões com os bioindicadores.



**Figura A.11.** Parâmetros que compõem a paisagem funcionariam como um funil para seleção de bioindicadores.

Primeiro, lembraremos que dividimos a paisagem em três categorias de vegetação: -  $\geq 60\%$ , entre 30 e 60% e  $\leq 30\%$ . Vamos descrever o que se espera dos parâmetros da paisagem - matriz, corredor, isolamento, tamanho dos fragmentos para cada uma dessas proporções de habitat.

Para paisagens com mais de 60% a perda do habitat é o fator mais importante e, provavelmente, grande parte das espécies mais sensíveis devem estar presentes nessas paisagens. Na hora de adequarmos as escolhas dos bioindicadores, uma das possibilidades é questionar a presença de tais espécies.

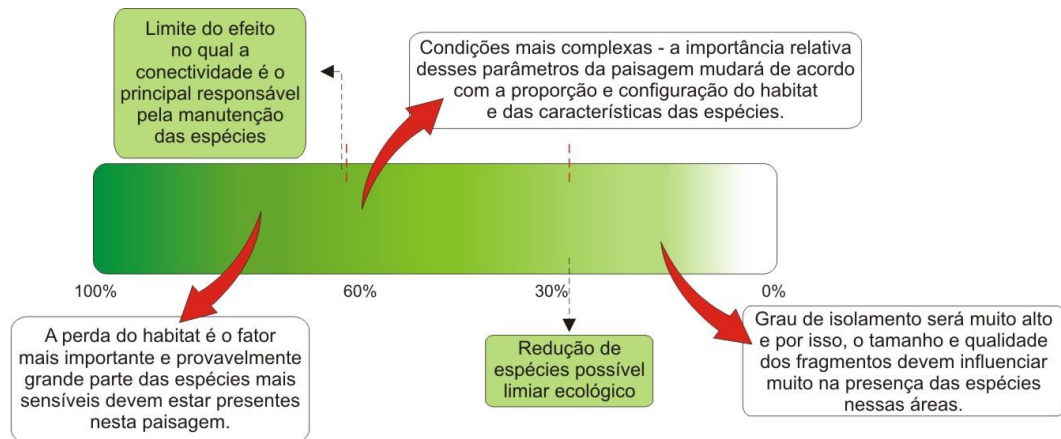
Para paisagens com 30 a 60% de floresta encontraremos as condições mais complexas, pois muitas espécies enxergarão essa paisagem como um contínuo, outras, mais sensíveis e com baixa capacidade de dispersão, podem ser mais influenciadas pelos tamanhos dos fragmentos, enquanto outras, ainda, podem ser mais influenciadas pelo grau de isolamento. Ou seja, a importância relativa desses parâmetros irá mudar de acordo com a proporção e configuração do habitat e das características das espécies.

Já para as paisagens com menos de 30%, o grau de isolamento será mais alto e, por isso, o tamanho e qualidade dos fragmentos devem influenciar muito na presença das espécies, nessas áreas.



Nessa paisagem, a matriz também terá papel fundamental, pois, se for muito diferente do ambiente florestal, possivelmente será uma barreira quase intransponível para espécies mais sensíveis. Nessas condições, a presença de corredores e trampolins ecológicos pode ser um fator importante.

As diferentes porcentagens de vegetação no ambiente irão proporcionar formas diferentes de analisar, avaliar e selecionar espécies indicadoras. É possível fazer um pequeno resumo sobre os elementos que influenciam a paisagem de acordo com a porcentagem de vegetação (Figura A.12).



**Figura A.12.** Porcentagem de habitat remanescentes na paisagem e seus efeitos sobre as espécies.

## Parte B - Bioindicadores

O tempo excessivo e o alto custo para inventariar todo um ambiente tornam-se grandes empecilhos para a avaliação ambiental. Para isso, os bioindicadores são sugeridos como uma ferramenta de menor custo, pois são utilizados poucos grupos, que tem por função extrapolar as relações presentes dentro do sistema.

Existe uma renitente discussão acerca da efetividade da bioindicação para fornecimento do diagnóstico ambiental (Kerr, 1997; Lindenmayer *et. al.*, 2002; Roberge & Angelstam, 2004), embora alguns autores acreditem que, em curto prazo, os bioindicadores serão amplamente utilizados, por constituírem-se como ótimas ferramentas para avaliações ambientais, pois se utiliza de poucos grupos, em espaço de tempo relativamente curto (Roberge & Angelstam, 2004).

No Brasil, estudos com bioindicação são desenvolvidos em diferentes ambientes: água (marinho e água doce), ar, solo, florestal e com humanos - na área de saúde (SciELO 24/11/2009).

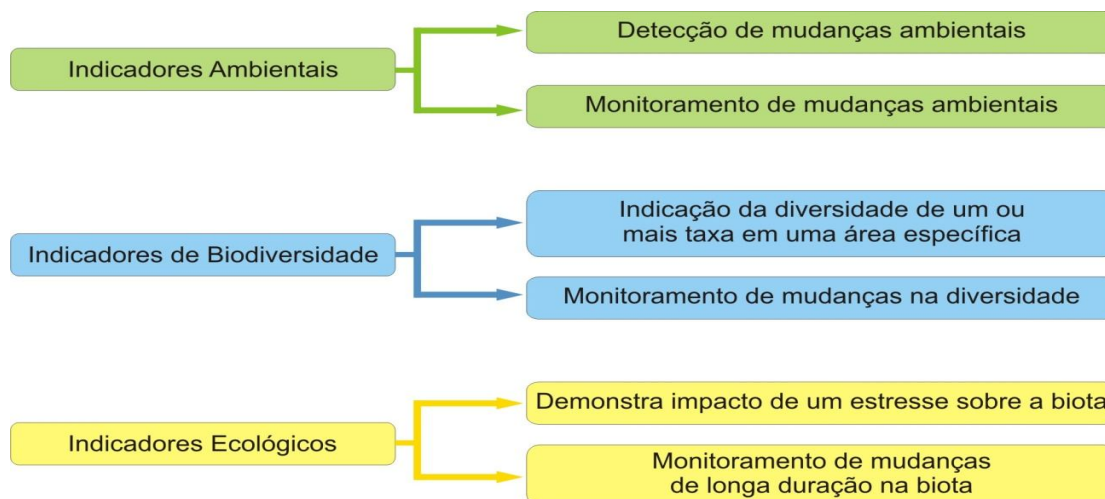
O manual aqui proposto sugere o uso de bioindicadores para avaliação florestal. Para isso, primeiro definimos os tipos de bioindicadores. E em seguida se forneceu uma lista de critérios para que as espécies ou grupo de espécies escolhidos apresentem resposta efetiva quanto ao que se pretende mensurar.

### O que são bioindicadores

A definição mais geral para os bioindicadores pode ser o uso de qualquer forma de vida para mensurar e monitorar propriedades e atributos de um sistema.

É fato que a bioindicação se tornou um termo amplamente utilizado na área ambiental, médica e agrônômica. A aplicação em diferentes campos acaba por criar contradições quanto ao emprego do termo. Para isso, o primeiro passo será estabelecer quais são as principais utilizações correspondentes à área ambiental e, posteriormente, definir como selecionar os indicadores de acordo com os interesses do projeto.

Na confecção deste manual, seguida à sugestão de McGeoch (1998), subdividiu-se os bioindicadores em três categorias: Indicadores ambientais, indicadores ecológicos e indicadores de biodiversidade (Figura B.1). Criar essas categorias passa a ser uma estratégia que facilita no momento de estabelecer os indicadores de acordo com os objetivos de cada projeto.



**Figura B.1.** As funções de bioindicadores em cada categoria de bioindicação – adaptado de McGeoch (1998).

### Indicador ambiental

É uma espécie, ou grupo de espécies que respondem demonstrando, através da observação e quantificação, de distúrbios ambientais, ou mudanças no estado do ambiente. São os indicadores utilizados para mensurar a ação de fatores abióticos.

São bastante aplicados à poluição - como pesticidas, metais pesados e gases tóxicos. Para isso, são realizados, na maioria das vezes, testes fisiológicos, moleculares e citoquímicos com espécies ou grupos taxonômicos que apresentam contato direto com determinada substância, e que serão potencialmente absorvidas, funcionando como ótimos indicadores ambientais (Arias *et. al.*, 2007; Dauwe, *et. al.*, 2002; Marques, *et. al.*, 1997).



#### Por Exemplo:

Dauwe *et al.* (2002), para avaliar a contaminação por metais pesados na região da Antuérpia, Bélgica, mensurou a quantidade de metal pesado presente nas penas da cauda e órgãos (indivíduos mortos) de duas espécies de aves (*Parus major* e *Parus caeruleus*). Concluíram que as aves utilizadas são boas indicadoras de qualidade ambiental, pois sofrem alteração significativa quanto à quantidade de metal pesado, tanto nas penas quanto no organismo.

Os indicadores ambientais também podem testar o ambiente com o uso da riqueza de espécies, ou processos ecológicos, desde que o intuito seja: mensurar a influência de processos abióticos.



#### Por Exemplo:

A riqueza de espécies de colêmbolos (Hexapoda: Collembola) foi afetada pela presença de solo altamente contaminado com Pb, Cd, Zn e Cu, em região urbana de Bucareste, Romênia. A riqueza de espécies foi menor no local mais contaminado, que apresentou, no entanto, aumento na abundância de colêmbolos (Fiera, 2009).

#### Indicador de biodiversidade

É um grupo de taxa (gênero, tribo, família ou ordem), ou um grupo selecionado de espécies, ou mesmo um grupo funcional\*, qual se estabelece uma medida que reflete a diversidade - riqueza de espécies ou nível de endemismo, de outros grupos mais amplos no ambiente.

Ao responder às alterações ambientais com a mesma intensidade, que todo o grupo a ser avaliado simplifica-se o processo de avaliação, pois extrapola amostragens de um único grupo e obtem-se uma resposta efetiva para toda a diversidade de espécies a que está relacionada.



#### Por Exemplo:

O uso de diversidade para eco-avaliação é o promovido com borboletas (Beccaloni & Gaston, 1995), no qual a família *Ithomiinae* apresentou padrões de riqueza semelhante à riqueza de 14 famílias de borboletas de florestas neotropicais, o que permite que essa família seja usada como indicador de diversidade do grupo.



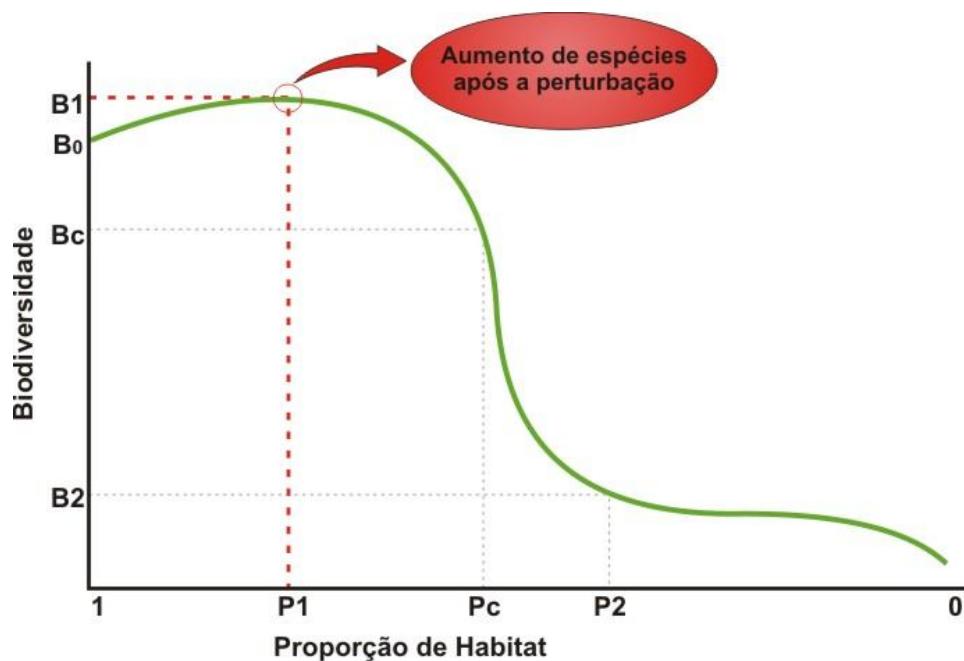
#### Cuidado:

É comum a afirmação que a degradação ambiental acarretará uma diminuição da riqueza de espécies, porém, a alta diversidade de espécies de um

ambiente pode não ser sinônimo de estado de preservação de uma determinada área.

Trabalhos que demonstram diferentes estágios de conservação da paisagem mostram que pode ocorrer maior riqueza de espécies em ambientes com certo nível de degradação (Samways & Steylers, 1996; Rodriguez *et. al.*, 1998).

Metzger & Décamps (1997), criaram um modelo para simular perda de *hábitat* e afirmam que em um primeiro momento (P1), a perturbação do ambiente pode provocar diversificação do *hábitat*, o que favoreceria o estabelecimento de maior número de espécies. Do ponto de vista da conservação, um aumento na diversidade de espécies não é, necessariamente, desejável em termos de raridade ou tipicidade (Butterfield *et. al.*, 2005).



**Figura B.2.** Modelo conceitual que cruza a diversidade biológica e a proporção de habitat. Esse modelo supõe que existe um aumento de espécies com a redução de habitat (P1), que é seguida por uma fase de transição, onde há queda abrupta na conectividade estrutural (Pc).

### Indicador Ecológico

Um indicador ecológico é uma espécie, ou grupo de espécies, assembléia ou táxon característico que é sensível à estresse relacionado aos processos no ambiente e, assim, demonstram os efeitos desse estresse na biota.

Indicadores ecológicos podem fornecer um sinal de alerta precoce de mudanças no ambiente, e podem ser utilizados para diagnosticar a causa de um problema ambiental (Dale & Beyeler, 2001).

Estudos ecológicos, do ponto de vista funcional, ou seja, que tratam as populações e comunidades como elas existem e são mensuradas agora, são orientados em direção à dinâmica e às relações. Portanto, procuram identificar e analisar problemas gerais e comuns a muitos ou a todos os diferentes ecossistemas.



#### Por Exemplo:

O aumento de espécies generalistas e resistentes a alterações no ambiente, como o que foi relatado por Negrão & Valladares-Pádua (2006). Na Reserva Florestal do Morro Grande, em São Paulo, com alto número de registros de gambás (*Didelphis aurita*), em uma densidade superior a regiões conservadas.

Alterações ecológicas também são percebidas na caracterização vegetal. Por exemplo, as trepadeiras sub-lenhosas, que apresentam tamanho reduzido e distribuição restrita a áreas mais abertas, clareiras e bordas de mata (Acevedo-Rodriguez *et. al.*, 1991), são indicadoras de florestas alteradas e fragmentadas (Engel *et. al.*, 1998).

Dirzo & Miranda (1991), analisaram a taxa de herbivoria por mamíferos nas plantas do sub-bosque de florestas mexicanas. E inferiram a ausência de mamíferos pela ausência de herbivoria.



## Importância de objetivos claros!

A idéia de frisar a clareza dos objetivos está em perceber que a mesma resposta de uma espécie ou grupo pode funcionar como tipo de indicadores diferentes. Como, por exemplo, o trabalho que utiliza a riqueza de espécies de aranhas (Arachnida: Araneae) como indicadores ambientais e ecológicos para avaliação da qualidade do solo em áreas de floresta de araucária (Barretta, *et al.*, 2007). A riqueza de aranhas pode ser classificada como indicador ambiental, ao indicar às propriedades químicas do solo (presença de P, Ca, Mn, Al). Porém, a mesma riqueza de aranhas pode ser um indicador ecológico para indicar graus distintos de conservação em determinadas áreas.

## **O estado da arte da bioindicação no Brasil: um estudo da literatura**

Foi realizada uma revisão sobre o uso de bioindicadores no Brasil, para isso utilizou-se o portal de periódicos, [Scientific Electronic Library Online](#) - Scielo. Essa base foi a selecionada, pois está disponível para consultores e analistas das empresas, alvos deste estudo.

Estão disponíveis no site 119.960 artigos científicos, dos quais 33 correspondem a bioindicação em pelo menos uma das três abordagens discutidas acima – ambiental, ecológica e biodiversidade (última visita ao site para avaliação dos dados: dia 24/11/2009).

Dos trabalhos avaliados, 73% utilizaram invertebrados como indicadores, 18% utilizaram plantas e 15% vertebrados, alguns trabalhos utilizaram mais de um grupo. Foi avaliado se existe preferência na escolha dos grupos como indicadores ambientais, ecológicos e/ou biodiversidade (Tabela B.1).

Os invertebrados tendem a ser menos utilizados quando o estudo trata de indicadores ambientais do que o esperado pelo acaso (teste exato de Fisher;  $p=0,038$ ), enquanto plantas tendem a ser mais utilizadas nessa situação (Teste exato de Fisher,  $p=0,018$ ).

As diferenças observadas nesses dois grupos podem refletir a visão dos pesquisadores acerca da capacidade de resposta a indicadores ambientais desses dois grupos. Assim, as respostas de plantas a alterações no meio abiótico talvez sejam interpretadas como mais rápidas ou evidentes, e, por isso, afetam a escolha dos pesquisadores.

Quando avaliado o uso de indicadores ecológicos, nenhum dos três grupos apresentou preferência de escolha. Essa ausência de preferência deve estar relacionada ao fato de que na avaliação ecológica o importante são os processos, e os pesquisadores devem considerar que os três grupos biológicos são igualmente úteis para esse tipo de interpretação.

Para análise de biodiversidade apenas o grupo de invertebrados apresentou resultado significativo, tendendo a ser mais utilizado do que o esperado pelo acaso



(Teste exato de Fisher,  $p=0,028$ ). Uma explicação lógica para isso é a grande riqueza apresentada por esse grupo.

Tabela B.1. Análise percentual de trabalhos científicos que fizeram uso de bioindicadores presentes no portal Scielo para avaliar preferência pelos grupos de vertebrados, invertebrados e plantas por algum bioindicador.

	Ambiental			Ecológicos			Biodiversidade		
	Sim	Não	p	Sim	Não	p	Sim	Não	p
Vertebrados	13,3	15,4	0,664	50	8,33	0,086	7,14	21,43	0,596
Invertebrados	53,3	92,3	0,038	75	70,83	1	92,86	50	0,033
Plantas	40,0	0,0	0,018	0	25	0,549	7,14	35,71	0,165

## **Quais Indicadores selecionar e por quê?**

Depois de selecionarmos o tipo de bioindicador - ambiental, ecológico e/ou biodiversidade, o próximo passo é selecionar os grupos ou espécies que funcionaram como indicadores.

Pearce & Venier (2006) afirmam que para a seleção e aplicação dos grupos serem satisfatórias, devem-se cumprir quatro pressupostos: ser significativo, responder a perturbação de uma forma consistente, apresentar custo satisfatório para a amostragem e ser fácil e seguro de identificar.

Para facilitar, foram determinados critérios que ajudam a atingir tais pressupostos e tomar a melhor decisão acerca de quais indicadores utilizar. Esses critérios estão baseados na teoria geral de ecologia e no pragmatismo necessário a esse tipo de empreendimento. A explicação detalhada dos critérios vem a seguir.

## Critérios para escolha de indicadores

### Avaliação dos dados existentes

No estado de São Paulo, com grande possibilidade de ser um representativo de todo Brasil, a pesquisa científica relacionada à fauna, flora e/ou processos ecológicos que caracterizam florestas é intensa em regiões em um raio próximo às universidades (Biota/Fapesp, 2010).

Esse viés causa um desbalanço no conhecimento, no qual algumas áreas são muito conhecidas e outras carentes de pesquisa, o que não é interessante para seleção dos indicadores.

A escolha ideal de bioindicadores depende de trabalhos científicos na região, para facilitar a seleção dos grupos e comparação com os dados coletados. Levantamentos realizados nas proximidades da região de interesse também dão uma boa idéia das espécies potenciais que podem ocorrer e, por isso, devem ser considerados na escolha dos bioindicadores.

O que pode evitar problemas na seleção de espécies como, por exemplo, aquelas que estão no seu centro de abundância ou limite de distribuição (situações que estão relacionadas a espécies serem bons indicadores em uma região e em outras não).



#### Por Exemplo:

*Dendroctonus frontalis*, besouro que tem grande ocorrência no sudeste Norte-americano, apresenta limites de distribuição norte mantidos pela ocorrência de temperaturas do inverno muito baixas, próximas a  $-21^{\circ}\text{C}$  (Ungerer *et. al.*, 1999). O uso de tal espécie como indicador na zona de transição de sua distribuição pode criar inferências equivocadas, por exemplo, por atribuir desaparecimento da espécie a fragmentação, se esta não ocorre nessa região, devido ao clima.



**Nota:** A regionalização da pesquisa faz com que algumas regiões apresentem dados mais consistentes sobre alguns grupos do que outros. O que pode ser determinante na escolha de quais bioindicadores deve ser adotados quando pensamos em características da paisagem.

## Especificidade

A espécie ou grupo utilizado deve apresentar relação próxima com a variável testada – como, por exemplo, responder à fragmentação, ou à presença de CO<sub>2</sub> no ar.



### Por Exemplo:

O muriqui, *Brachyteles arachnoides hypoxanthus* não parece responder a alterações de qualidade de seu habitat original, ocorrendo mesmo em áreas com qualidade ambiental mais baixa. Ao contrário, ele responde especificamente ao efeito do tamanho dos fragmentos (Mendes *et al.*, 2005).

## Fidelidade

Um indicador biológico deve apresentar especificidade com a perturbação testada, porém, a intensidade com que ele responde à perturbação é definida como fidelidade. Quanto maior a chance de aparecer (ou não) um organismo quando uma variável é testada, mais fiel o é indicador.



### Por Exemplo:

*Heteragrion aurantiacum* é sugerido como indicador de florestas não alteradas porque sempre que foram observadas florestas nessas condições, na região do Parque Estadual do Rio Doce, eles estavam presentes (Ferreira-Peruquetti & De Marco, 2002).

## Custo de coleta

Um ponto importante a ser considerado quando falamos em bioindicação e monitoramento é quanto aos valores a serem gastos para execução do projeto. Para isso, devemos considerar o custo efetivo de coleta – que envolve o tempo, material utilizado e mão de obra - que é variável de acordo com cada grupo.



### Por Exemplo:

Pequenos mamíferos são custosos, envolvem a colocação de armadilhas e longos períodos de amostragem. Já levantamento de avifauna por ponto fixo dependente do conhecimento do pesquisador sobre a fauna da região, visto que grande parte de observação é feita por meio de vocalização.



**Nota:** Sofrem alterações de valores de acordo com a paisagem, quanto mais heterogênea for a paisagem mais amostras são necessárias e maior será o custo.

### Custo de identificação

Existem indicadores que podem ser fáceis de amostrar e apresentar custo baixo, porém problemas na identificação pode ser um grande empecilho no treinamento de pessoas para realização do monitoramento.



### Por Exemplo:

Esse problema pode ser evidenciado em trabalho para avaliação do solo, no qual foram utilizados colêmbolos (Hexapoda: Collembola) como indicadores, coletados com armadilhas Pitfall (baixo custo de coleta), mas que, em alguns casos, tiveram que ser enviados a Portugal, devido à dificuldade de identificação (Barretta, *et al.*, 2008).



**Nota:** Os custos de identificação podem sofrer alterações com relação às características da paisagem presentes no ambiente, pois áreas altamente preservadas podem apresentar maior número de espécies desconhecidas.

### Valor de conservação

É importante ressaltar que algumas espécies apresentam um apelo maior à exposição ao grande público, as chamadas “espécies bandeiras”, o que pode valorizar a área no intuito conservacionista. É possível que a espécie com valor de conservação não seja a mais fiel ao distúrbio avaliado. Porém, dependendo do foco do projeto, são pontos que devem ser considerados no momento em que se selecionam os bioindicadores.



### Por Exemplo:

Espécies como o urso polar (*Ursus maritimus*) têm se tornado símbolo de movimentos contra o aquecimento do planeta (World Wild Fund - WWF). Em escala nacional, espécies como o mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) (Instituto de Pesquisas Ecológicas - IPÊ), têm forte apelo para manutenção de áreas florestais no Pontal do Paranapanema.

### Valor Econômico

Espécies com valor de mercado têm grande importância para comunidades que vivem da floresta e empresas que pensam em explorar o ambiente de forma sustentável. E podem funcionar como termômetros da característica do ambiente, principalmente por serem os componentes mais exauridos.



### Por Exemplo:

A extração de Castanha-do-Pará (*Bertholletia excelsa*) em localidades do Brasil, Peru e Bolívia (Peres et. al., 2003), mostrou que o histórico e intensidade de coletas são os maiores determinantes das estruturas das populações de Castanha-do-Pará.



**Nota:** Áreas com grande quantidade de vegetação e alta diversidade de espécies devem apresentar maior número de espécies com potencial econômico: não existe uma regra para tal situação, mas o maior número de espécies aumenta a chance de que existam algumas que proporcionem retorno financeiro.

### Serviços ambientais

A constante degradação ambiental a que está submetida grande parte do Brasil tem evidenciado a importância de espécies e ecossistemas que prestam serviços ambientais, como: manutenção de recursos hídricos, potencialização da produção rural e controle de pragas.



### Por Exemplo:

Florestas intercaladas em plantios de eucalipto no Espírito Santo podem fornecer um serviço importante, controlando as pragas (principalmente larvas de

mariposas) presentes nesse sistema. Isso ocorre porque nas florestas se desenvolvem muitos parasitóides (principalmente da família Icneumonidae) cujos adultos se alimentam de pólen e néctar, mas que colocam ovos nas lagartas e suas larvas delas se alimentam (Bragança *et al.*, 1998).

É claro que nem sempre se consegue atingir todos esses requisitos com a mesma eficácia. O importante é pesar os pressupostos para que se tenha um indicador efetivo com relação ao custo, número de amostragens e respostas a alterações. Acredita-se que, com os critérios estabelecidos, é possível se aproximar ao máximo desses pré-requisitos, o que torna o indicador satisfatório com relação à avaliação ambiental.

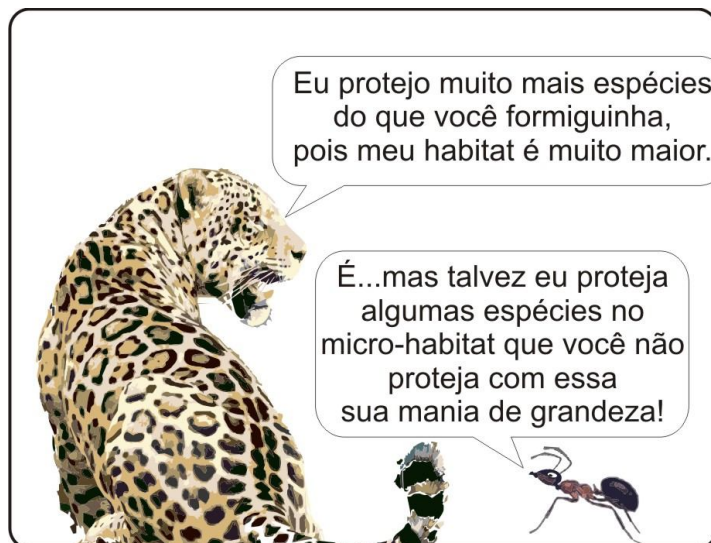
### **Quantas espécies selecionar?**

É importante discutir o número ideal de espécies que se deve utilizar no processo de avaliação ambiental. Ao selecionar apenas um ou alguns indicadores, o foco do programa de gestão torna-se estreito, e se alcança apenas uma compreensão simplista do entendimento do sistema, o que pode, muitas vezes, levar à tomada de decisões errôneas (Gaston, 1996).

O fato é que é impossível estabelecer um número exato de espécies, capaz de compor um grupo de indicadores representativos de todo o ambiente. No entanto, é possível estabelecer alguns critérios básicos que nos ajudem a tomar essa decisão. O importante de um conjunto indicador é que ele represente as funções ecológicas e, por isso, represente melhor o estado da integridade biótica desse sistema.

Assim, é importante escolher grupos que possam representar diferentes funções.

Aves podem ser predadoras, herbívoras, frugívoras, onívoras, granívoras, e uma grande quantidade extra de “ívoras”. Elas devem ser consideradas, em geral, mais interessantes como bioindicadoras do que os insetos da ordem *Odonata*, cujos representantes são todos predadores, porém como já exposto acima, essa ótica pode mudar em acordo com nossos objetivos.



**Figura B.3.** Ilustração para ilustrar que a soma de bioindicadores com diferentes funções pode ser vantajosa.

Considerando as dificuldades de se fazer um inventário total da fauna e da flora, será importante que os grupos escolhidos tenham alta representatividade e estejam, de alguma maneira, correlacionados com os outros elementos do ambiente que não puderam ser amostrados.

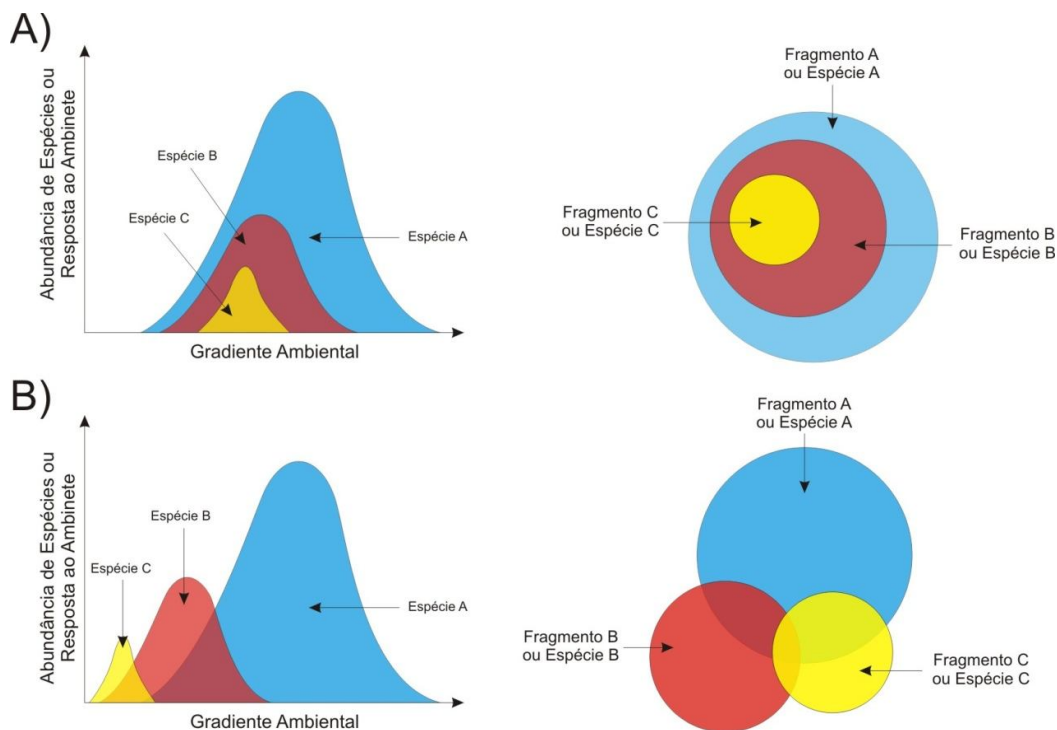
Essa estratégia recebeu o nome de “*surrogate*”, na literatura em inglês, o que significa encontrar “substitutos” que representem a maior parte da diversidade existente em uma área. O importante, nesses substitutos, é que eles respondam às alterações ambientais da mesma forma que a maioria das outras espécies não estudadas (Figura B.4).



#### Por Exemplo:

Trabalhos recentes visando avaliar substitutos da diversidade indicaram que existem correlações diferentes entre a riqueza de grupos de vertebrados em uma mesma área, sendo que répteis apresentaram uma menor relação de ocorrência comparados a aves, anfíbios e mamíferos (Lamoreux et. al., 2006).





**Figura B.4.** Gráficos que ilustram situações nas quais algumas espécies podem ser mais representativas a todo grupo do que outras - adaptado de Lindenmayer, 2002.

Entre as espécies sugeridas como substitutas em potencial, a maioria são grandes mamíferos e aves, mas invertebrados são cada vez mais considerados (Roberge & Angelstam, 2004). Estudos com espécies mostraram que Ursos-pardos (*Ursus arctos*) são limitados para conservação de anfíbios, répteis, aves, mamíferos e comunidade de plantas (Noss et. al., 1996). Caro (2003), concluiu que grandes mamíferos podem conservar mamíferos de grande, médio e pequeno porte.

Portanto, a seleção de substitutos ideais deve ser baseada em pesquisas detalhadas e conhecimento completo de todas as espécies da área manejada. Na realidade, esse nunca é o caso. Assim, se torna necessário implementar um programa estratégico de monitoramento para que se façam as alterações necessárias à correção de erros, para proteger as espécies que não foram determinadas como substitutas.

## Parte C – Padronizações na Coleta de Dados

O delineamento da pesquisa, também denominado planejamento experimental, representa um conjunto de tratamentos estabelecido com critérios científicos e estatísticos, com o objetivo de determinar a influência de uma ou diversas variáveis nos resultados de um dado sistema ou processo.

Para a construção de um modelo de avaliação eficiente, além da escolha de bons indicadores, é necessário um delineamento amostral adequado, com presença de critérios e com finalidade evidente. Com o objetivo de esclarecer os principais problemas encontrados no desenvolvimento do experimento e na análise de dados, apresentam-se aqui procedimentos que devem ser executados para a aplicação de bioindicadores.

Os três elementos principais do delineamento de estudo são. I) o controle; II) a replicação; III) a independência. Os dois primeiros representam as principais dúvidas de delineamento a que estão sujeitos os executores desse tipo de estudo.

### Controle

Em um experimento, existe a necessidade de haver pelo menos dois grupos amostrais de indivíduos: o grupo experimental e o de controle. Esse último é constituído idealmente de elementos que apresentem exatamente todas as características originais do ambiente, mas sem a influência da variável que queremos testar. Como em estudos ambientais é impossível controlar todas as variáveis, espera-se que o controle seja o mais próximo possível do grupo experimental, isolando apenas as variáveis que se deseja pesquisar.

Abaixo faremos um exemplo para aclarar a importância do controle:

Imagine-se que exista o interesse em avaliar os impactos da perda de cobertura florestal em uma área de Mata Atlântica. E pretende-se utilizar como indicador a presença e diversidade de bromélias-tanque associadas às árvores. Pode ocorrer de se amostrar vários fragmentos alterados e não encontrar nenhuma dessas bromélias. A ausência dessas bromélias é um indicador fiel e específico dessa alteração?

Uma hipótese igualmente parcimoniosa é que nessa região, onde estão sendo estudadas, as bromélias desse tipo são naturalmente raras e já eram raras mesmo antes do impacto ter ocorrido.

Essa consideração praticamente inviabiliza qualquer conclusão que se possa tomar acerca do sistema. A necessidade de controle, uma área não alterada que possa representar as condições originais do sistema é uma característica de um estudo bem planejado, e que produz respostas mais precisas e, vamos ver mais à frente, que as tornam também mais baratas.

Outra situação que pode encobrir a presença das bromélias-tanque, tanto na área avaliada como no controle, é o número de amostragens que forem realizadas, como veremos abaixo.

### Replicação

O ponto fundamental - quando pensamos em replicar um experimento - está no fato de fazermos tantas vezes quanto forem necessárias para afirmar com o máximo de certeza que não estamos julgando de maneira incorreta a área avaliada.

Em geral, quanto mais variável for, o parâmetro que queremos estimar maior deve ser o número de réplicas. Porém, é óbvio que não existe a possibilidade de amostrar uma área infinitamente. Para isso temos de introduzir o conceito de “erro tipo I” e “erro tipo II”.

Erro tipo I - é o erro de considerar que há uma mudança quando ela não ocorreu.

Erro tipo II - um erro do tipo II é feito quando se conclui que nenhuma mudança tenha ocorrido quando, em verdade, a mudança ocorreu. Este é um estudo com baixo poder de teste (Fairweather, 1991).

Situação real		Decisão	
		$H_0$ : Efeito não existe	$H_A$ : Efeito existe
Efeito não existe	Correta	Incorreta Erro tipo 2	
Efeito existe	Incorreta Erro tipo 1	Correta	

Vamos continuar o exemplo acima. Quantas amostras (pontos amostrados dentro da floresta observando a presença de bromélia tanque nas árvores) serão necessárias?

Se forem feitas poucas amostras é possível que não seja detectada a presença da bromélia, mesmo quando ela está presente. Como já demonstrado, a única forma de verificar um efeito é fazer uma comparação com o controle. Portanto, ao fazer poucas amostras, não se deve encontrar a bromélia, nem na área alterada, nem no controle.

Mesmo se for observada alguma diferença, os testes estatísticos que forem empregados terão pouco poder em demonstrar que existe uma diferença real. Portanto, não existiria um efeito, mesmo que ele ocorresse de verdade, ou seja, haverá chance alta de um erro tipo II.



Figura C.1. A Ilustração demonstra problemas do erro tipo II, no qual se afirma que uma alteração ocorreu e não é verdadeira.

A repetição de estudo com mais amostras, aumenta a chance de detecção da presença da bromélia quando ela estiver realmente presente. Assim, se elas estiverem em baixa abundância ou extinta nos fragmentos alterados, será possível detectar essa diferença com maior grau de certeza, quando comparados com o **controle**. O aumento do número de amostras diminui a chance de um erro tipo II e

aumenta a chance de detectar uma alteração ambiental caso ela exista e por menor que ela seja.

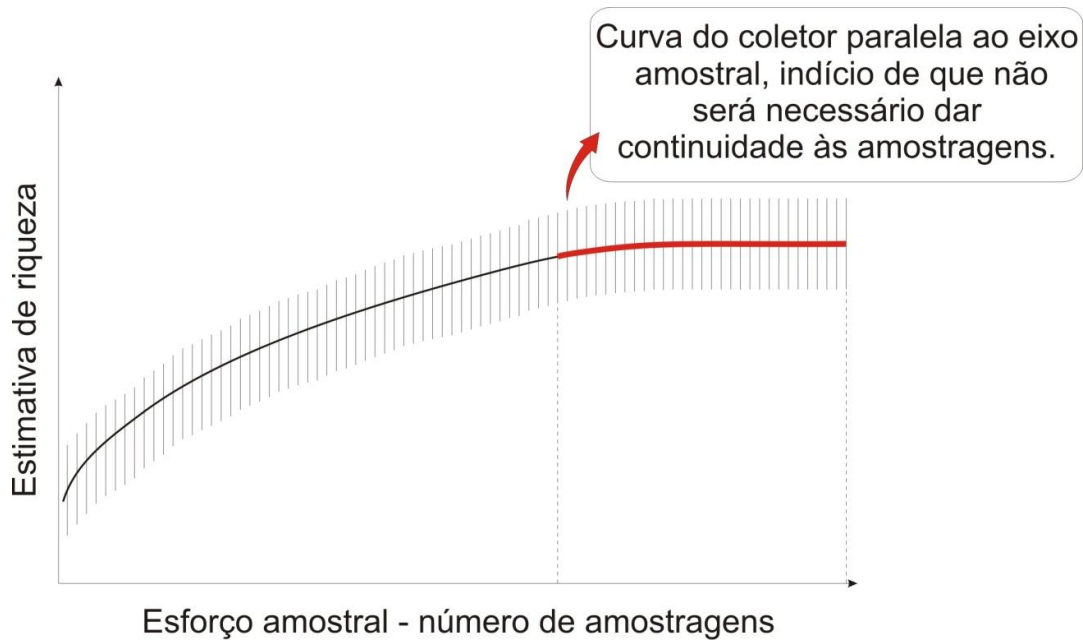
Do ponto de vista de um estudo de impacto ambiental, não detectar um impacto, sendo ele existente, é um custo muito grande para o ambiente e pode trazer problemas ao empreendimento. Isso porque representaria a falta de ações mitigatórias e danos permanentes ou temporários ao sistema.

O princípio da precaução, no que se refere às questões ambientais, sugere fortemente que o erro tipo II têm mais custo do que o erro tipo I; ou seja, é melhor indicar um impacto, quando ele pode não existir do que não indicar um impacto que pode alterar significativamente o sistema.

É importantíssimo considerar que um bom controle faz com que o processo de detecção estatística das mudanças tenha maior poder, pois o número de variáveis-extra que poderiam influenciar na resposta dos bioindicadores é reduzido. Assim, ao incluir isso em seu planejamento, você poderá até ter menos amostras para detectar uma diferença e produzir um estudo ainda mais barato.

Muitas vezes, se busca minimizar os custos diminuindo o número de amostras. O problema sério a que isso nos leva, como foi explicado acima, é a diminuição do poder do teste e, na prática, a perda total do experimento. Isso sugere que é melhor se concentrar em uma pergunta e respondê-la com profundidade do que fazer várias perguntas e não responder a nenhuma delas.

Um processo que auxilia no número de amostragens ideais para amostras da comunidade, em uma determinada área é a curva do coletor. A curva do coletor é obtida através do acúmulo das espécies, ao longo do período de amostragens. Conforme o número de espécies coletadas não aumenta mais e a curva fica paralela ao eixo da amostragem, é porque se está próximo do número de espécies presentes na área (Figura C.2).



**Figura C.2.** Gráfico da curva do coletor que demonstra a estimativa de riqueza por amostragens.

## Independência

Por outro lado, todo o experimento pode ter sido planejado de forma correta, com um número de amostras adequado e uma pergunta bem clara, e, mesmo assim, pode ser todo perdido. A principal causa desse tipo de falha é não respeitar uma premissa básica dos testes estatísticos que é a independência das amostras. As amostras devem ser independentes porque, dessa forma, elas são mais representativas das condições gerais do ambiente.

Se imaginar que, por comodidade, ao estudar bromélias escolhe-se só amostrar árvores de uma espécie e com altura de 5m, é possível que bromélias de uma espécie estejam associadas a essa árvore e a pesquisa só colherá plantas dessa espécie e não será representativa. A dependência está no fato de ele não aleatorizar a seleção da espécie de estudo, caso que deveria ser considerado se não existe o conhecimento prévio de relação de especificidade entre as plantas e a bromélia.

Outro exemplo mais simples: Imagine que um psicólogo estivesse estudando um índice de felicidade, em uma cidade, e está estivesse usando o conceito de bioindicadores. Ele escolhe pessoas para compor sua amostra, mas não

toma cuidado com a independência entre essas amostras, e escolhe muitas vezes pessoas da mesma família. O indicador de felicidade desse estudo é “torcer para o curíntia”. Acontece que filhos tendem a seguir o time do pai e a amostra é totalmente invalidada porque não vai representar os diferentes tipos de pessoas de forma correta.

Em termos práticos, no campo, as amostras devem estar espacialmente distanciadas para serem representativas e não podem descrever as mesmas condições ambientais. Isso leva a custos que muitas vezes os empreendedores não querem gastar, mas essa seria uma economia insustentável, já que a ausência de independência nas amostras praticamente destrói todo o significado do estudo.

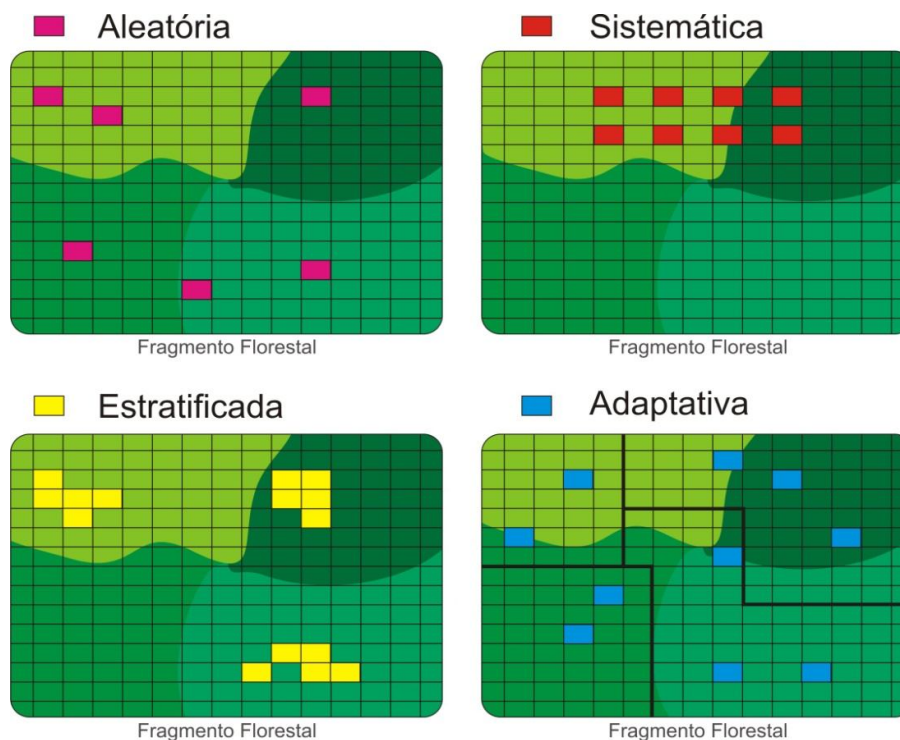
Abaixo, estão demonstrados algumas das distribuições dos pontos de coleta mais utilizados para garantir a independência das amostras.

**Aleatória** – A maioria dos métodos estatísticos parte do pressuposto de que a distribuição dos pontos de amostragem devem ser aleatórias, para reduzir alocações tendenciosas, o que pode superestimar ou subestimar os dados. Porém, a aleatoriedade pode gerar distribuições de pontos muito próximos (Figura C.3).

**Sistemática** – Bastante utilizada em trabalhos com vegetação, nos quais o são distribuídas parcelas lado a lado. Trata-se de uma metodologia em relação à qual se deve ter cuidado, pois pontos colocados tão próximos, com finalidades de extrapolar os resultados para toda a área, podem promover erros (Figura C.3).

**Estratificada** – Distribuição aleatória de blocos de pontos amostrais, tal situação pode ser interessante se considerado cada bloco como um ponto amostral (Figura C.3).

**Adaptativa** – Método interessante que alia aleatoriedade com os conhecimentos prévios da área de estudo pelo avaliador. Primeiro, verifica-se se existem diferentes ambientes na área a ser avaliada, posteriormente se aleatorizam os pontos amostrais para cada um desses ambientes (Figura C.3).



**Figura C.3.** Ilustração com diferentes tipos de distribuição dos pontos amostrais.

## Monitoramento

### Linha de Base

Após seleção dos grupos de indicadores, a primeira avaliação do estado do ambiente é chamada de linha de base: uma observação ou valor que representa o estado inicial do ambiente avaliado; é usado para comparação com valores que representarão alterações futuras nas características da área de estudo, sendo importante a manutenção dos grupos selecionados para a avaliação.

### Períodos para monitoramento

Modificações ambientais, geralmente, são pouco sentidas em curto espaço de tempo, por isso, monitoramentos em curto intervalo, além de custosos, podem trazer respostas parciais e inconclusivas (Caughlan & Oakley, 2001).



Diferentes aspectos da autoecologia (história de vida ou adaptações das espécies indicadoras utilizadas) devem ser considerados para estabelecer um período de monitoramento ideal. Porém, se o acesso a essas informações não for possível, seria interessante que fosse utilizado um mínimo de um ano na nova avaliação, pois será possibilitado, com isso a avaliação por um período em que a região foi influenciada por todo ciclo da Terra, quatro estações do ano, o que reduz o número de variáveis explicativas, embora não evite oscilações que possam abranger mais do que um ano.



**Por Exemplo:** Existem espécies que apresentam padrões de sazonalidade, como as espécies de roedores do cerrado *Necromys lasiurus* e *T. lasiotis*, que têm sua reprodução concentrada no período chuvoso; provavelmente, aquele que proporciona condições mais favoráveis de clima e abundância de recursos alimentares (Carvalho et. al., 2007).

## Conclusão

Neste manual, foi criada a visão inovadora de unir Ecologia de Paisagens com Bioindicadores como uma alternativa para avaliação florestal. A idéia foi criar um material genérico para desmistificar e facilitar a escolha de espécies ou grupos de espécies que tenham representatividade quanto à avaliação florestal.

A seleção da Ecologia de Paisagens se relaciona à intensa fragmentação a que estão submetidos os diferentes biomas brasileiros e à influência que a redução de *habitats* pode ocasionar nos ambientes florestais.

Os diferentes processos relacionados à fragmentação foram discutidos um a um para aclarar as principais influências a que um ambiente florestal está exposto, sempre exemplificando com situações reais.

Num segundo momento, estabelecemos critérios para seleção e escolha dos bioindicadores, sistematizando diferentes aplicações e principais pressupostos para tal escolha.

Por fim, existe uma abordagem sobre como coletar os dados, para conseguir resultados consistentes e até menos custosos.

Deve-se frisar que a metodologia não se trata de uma panacéia. Porém, com os avanços da fragmentação e o conhecimento incompleto sobre espécies e processos do ecossistema, a estratégia de escolher bioindicadores coerentes com cada situação pode se tornar ótima ferramenta.

Relevando como consideração final que se trata de um manual desenvolvido como trabalho de conclusão de mestrado e que todas as suas informações foram obtidas a partir de revisões na literatura, portanto para ganhar maior validade deve ser referendado por um workshop.

## Parte D - Estudo de Caso

Vamos criar uma situação hipotética em que uma usina de açúcar e álcool esta aumentando sua área de plantação de cana-de-açúcar para as proximidades de uma Unidade de Conservação (UC), e está sendo fortemente questionada sobre problemas que esse plantio pode trazer à área protegida. Por isso, tenha resolvido utilizar o método para avaliar e monitorar possíveis impactos.

Aqui faremos uma análise superficial, apenas para sedimentar a linha de raciocínio utilizada no manual, mas é claro que cada projeto deve apresentar a profundidade e especificação exigida para a avaliação florestal.

Para proporcionar maior realismo ao estudo de caso, criamos essa situação hipotética em uma das quatro áreas (Água Sumida, Figura D.1) que compõem a Estação Ecológica do Mico-Leão-Preto, situada no pontal do Paranapanema, no oeste do Estado de São Paulo. É importante ressaltar que a área utilizada em nosso estudo já é circundada por monocultura canavieira e possíveis pressões por este tipo de cultivo já devem estar refletindo na região, fato que iremos desconsiderar.

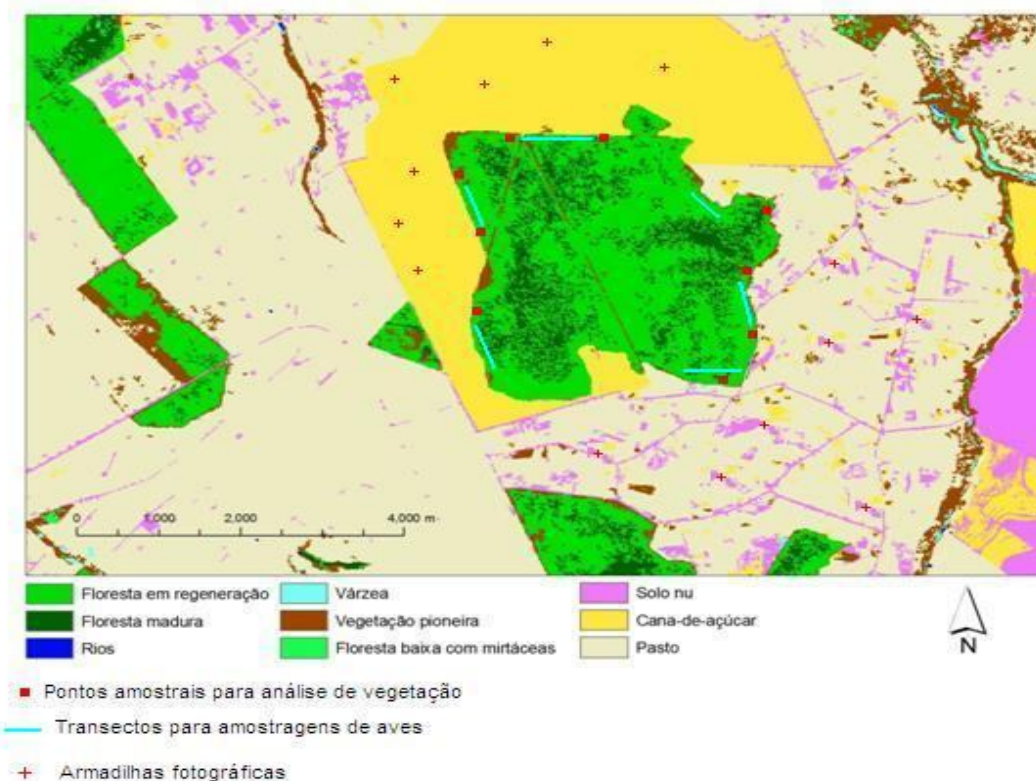


Figura D.1. Uso do solo numa paisagem com 10.000 ha, centrada num dos fragmentos da Estação Ecológica Mico-Leão-Preto (AS), no entorno estão as áreas que fazem parte do estudo.

### Vamos fazer uso do manual para selecionar os bioindicadores

O Primeiro passo é centralizar a área desejada em uma paisagem de 10.000 ha (figura D.1). Essa paisagem apresenta, somadas todas as áreas dos fragmentos, 1839 ha (18%) de cobertura florestal. Existem algumas áreas de vegetação nativa nas proximidades da UC e a matriz que separa essas áreas é composta por monocultura de cana-de-açúcar (entre 15 e 20% do total) e a maior parte por áreas de pastagem (cerca de 50% da paisagem). Pasto e cana, em geral, são muito hostis para o fluxo de animais florestais, ocasionando alto grau de isolamento.

Apesar de a paisagem ser muito fragmentada, há grandes remanescentes florestais na região, o maior deles é o Parque Estadual Morro do Diabo com cerca de 36.000 há, situado há cerca de 8 km de distância da nossa área de estudo.

Portanto, tem-se uma paisagem altamente fragmentada, mas com áreas relativamente grandes, ou seja, espécies muito sensíveis, que demandam áreas contínuas não devem ocorrer na região, porém, o tamanho dos fragmentos deve favorecer a presença de espécies com certo grau de sensibilidade.

A partir desse diagnóstico inicial da paisagem, podemos fazer inferências de quais bioindicadores utilizar para avaliar essa área. Voltando à pergunta inicial, a empresa quer saber se a cana irá afetar a UC?

Temos que pensar nos possíveis danos que esse tipo de plantio pode causar na área. Selecionamos aqui três deles: diminuição da permeabilidade da matriz; aumento do efeito de borda; contaminação do ambiente por agrotóxicos.

Para selecionarmos bioindicadores relacionados aos questionamentos acima, vamos definir que tipo de indicadores usaremos em cada caso.

Tanto para permeabilidade de matriz como para efeito de borda, sugere-se indicadores ecológicos, que nos dirão se processos que ocorrem naturalmente continuam a acontecer. No caso dos agentes químicos, sugere-se utilizar indicadores ambientais; deve-se pensar, ainda, em grupos que respondam diretamente aos princípios ativos presentes no agrotóxico.

O passo seguinte será o critério para a escolha das espécies ou grupo de espécies.

### Vegetação

Como se trata de uma UC, o plano de manejo pode facilitar na seleção de indicadores. Por exemplo, no caso da vegetação existem levantamentos de composição e caracterização das espécies presentes em toda Estação Ecológica.

Para avaliar o efeito de borda, utilizaremos a vegetação que além de já ter a caracterização, está ligada diretamente à dinâmica de clareiras, que é um dos principais responsáveis pela intensificação de alterações nas periferias dos fragmentos.

Em regiões de borda, há maior número de lianas, com menor número de árvores, e uma tendência de maior cobertura de herbáceas, menor cobertura de dossel, maior cobertura do sub-bosque e menor diâmetro das árvores (Votolini *et. al.*, 2009).

Metodologia – Para analisar se a cana-de-açúcar intensificará o efeito de borda, foram distribuídas na região perimetral do fragmento parcelas de 10 x 10 m, de forma a mensurar a densidade e a abundância de espécies arbóreas e de lianas em áreas de contato direto com a cana, e áreas em contato direto com o pasto (Figura D.1).

Nesse caso, consideram-se pseudo-réplicas, pois o fragmento é o mesmo, mas como a área do fragmento é relativamente grande, esse problema é minimizado, sobretudo porque a generalização não precisa ser tão ampla, já que se deseja avaliar o impacto nessa paisagem.

A hipótese a ser testada é: A substituição da pastagem por cana-de-açúcar no entorno do fragmento irá alterar a composição arbórea e de lianas na borda do fragmento?

### Aves

As aves muito sensíveis, que precisam de grandes áreas contínuas devem desaparecer da paisagem devido à baixa proporção de habitat. Espécies sensíveis, porém um pouco mais tolerantes à fragmentação podem permanecer devido ao tamanho grande dos fragmentos, por exemplo: frugívoras de dossel como a Araçá (*Procnias nudicollis*) e o Pavó (*Pyroderus scutatus*), insetívoras de sub-bosque Tiririzinho-do-mato (*Hemitriccus orbitatus*) e Juruva (*Baryphthengus ruficapillus*). No entanto, essas espécies não devem conseguir sair dos fragmentos,

devido ao alto grau de isolamento, independentemente se for cana ou pasto. Ou seja, não são boas indicadores da permeabilidade da matriz.

No entanto, muitos insetívoros de sub-bosque podem servir para indicar o efeito de borda.

Portanto, utilizaremos aves também para mensurar o efeito de borda, ampliando o número de indicadores sobre o mesmo “impacto”, o que qualifica a avaliação.

Os arapaçus são aves insetívoras de sub-bosque, para isso sugere-se utilizar 5 espécies desse grupo - *Dendrocincla turdina*, *Sittasomus griseicapillus*, *Xiphocolaptes albicollis*, *Dendrocolaptes platyrostris*, e *Xiphorhynchus fuscus* – que apresentam diferentes graus de sensibilidade a alterações do hábitat (Poletto *et. al.*, 2004).

Metodologia: Para fazer essa verificação, também sugere-se comparar as regiões de borda entre a floresta da Estação Ecológica e as áreas de cana e pasto em sua adjacência.

Para estimar a abundância relativa das espécies de arapaçus, sugerimos amostragem de seis trilhas distintas, três para bordas de pastagem e três para bordas de cana, cada uma com 500 m de extensão, sendo uma na região em que o fragmento faz divisa com a cana e outro na divisa com pasto.

Para cada trilha, foram demarcados cinco pontos de amostragem distantes entre si 200 m. Esses pontos devem ser amostrados de forma periódica: pontos de escuta, por um período de 20 minutos (Vielliard e Silva 1990).

É importante destacar que esse tipo de amostragem deve ser repetida por um período de, no mínimo, um ano, para que todas as estações sejam contempladas, pois o fato de não constatar a presença da ave em uma amostragem, não significa que essa não ocorra ou tenha sido extinta do local.

### Mamíferos

Espécies generalistas – são aquelas que conseguem usar e atravessar a matriz. Mas será que elas são boas indicadoras?

Se a pergunta estiver relacionada à representatividade que mamíferos de médio e grande porte têm com o trânsito de espécies de uma área para outra, ou

seja, afirmar que outras espécies também transitam por essa matriz pelo fato de sabermos que os mamíferos transitam, dificilmente serão considerados como bons indicadores, pois na verdade são as espécies que são relatadas em diversos tipos de matriz (Mantovani *et. al.*, 2007; Umetsu & Pardini, 2007).

Porém, o objetivo é verificar o efeito da implantação da cana, em relação à matriz que estava presente anteriormente, no caso, a pastagem. Portanto se em áreas de pasto há o trânsito de mamíferos e nas de cana essa passagem é bloqueada, pode-se considerar um indicador interessante para a avaliação de conectividade.

Assim, para avaliação de permeabilidade da matriz, decidimos por mensurar o deslocamento de mamíferos de médio e grande porte que foram descritos para o fragmento - *Leopardus tigrinus*, *Leopardus pardalis*, *Puma yagouaroundi*, *Puma concolor*, *Tapirus terrestris* e *Pantera onça*. Estes possuem grandes áreas de vida, portanto, percorrem maiores distâncias na busca por alimento, sendo muitas vezes necessária a transição pela matriz.

Metodologia: A amostragem pode ser desenvolvida com armadilhas fotográficas que permitem estabelecer as espécies, e em alguns casos até determinar indivíduos. As câmeras devem ser distribuídas por pontos amostrais na área de cana e também na pastagem (Figura D.1).

As armadilhas fotográficas ficam instaladas no período de 48 horas sem nenhum tipo de isca para atrair os animais, as amostragens devem ocorrer até que se tenha estabilizado a curva do coletor, ou seja, o número de espécies coletadas para de crescer com o decorrer das amostragens.

### Cupins

Um dos principais problemas causados à cana-de-açúcar está ligada a espécies de cupins, que são exterminados do plantio com inseticidas a base de fipronil (Melo & Veiga, 1998). A sugestão fica por monitorar a comunidade de Isopteras presentes na Estação Ecológica, que podem informar se aplicações direcionadas ao controle dentro do cultivo da cana estão se propagando para o fragmento.

Metodologia: É importante ter um controle, para saber se possíveis alterações na composição da comunidade não estão relacionadas a outros fatores

que não as aplicações de inseticida. O controle dessa área, mais do que uma área completamente íntegra, tem como premissa a ausência de aplicações de agrotóxico em seu entorno e com tamanho relativamente parecido, o que exclui o Parque Estadual Morro do Diabo como bom controle, já que apresenta um tamanho muito superior.



## Glossário

**Barometer of Sustainability** - O “Barômetro de Sustentabilidade é um método desenvolvido como modelo sistêmico dirigido prioritariamente aos seus usuários; com o objetivo de mensurar a sustentabilidade, é destinado às agências governamentais e não governamentais, tomadores de decisões e pessoas envolvidas com questões relativas ao desenvolvimento sustentável, em qualquer nível do sistema, do local ao global (Van Belen, 2004).

**Cadeia trófica** - Uma representação da passagem de energia de um produtor primário através de uma série de consumidores em níveis tróficos progressivamente superiores.

**Dashboard of Sustainability** - ferramenta para auxiliar os tomadores de decisões, públicos e privados, a repensar suas estratégias de desenvolvimento e na especificação de suas metas. Procura mensurar a performance econômica, social e ambiental de um país ou qualquer outra unidade de interesse, assim como municípios e empreendimentos (Van Belen, 2004).

**Ecological Footprint** – A “pegada ecológica”, é descrito pelas pessoas que o desenvolveram como uma ferramenta que transforma o consumo de matéria-prima e a assimilação de dejetos, de um sistema econômico ou população humana, em área correspondente de terra ou água produtiva (Van Belen, 2004).

**Grupo funcional** – os grupos funcionais transcendem as fronteiras taxonômicas, reduzindo assim a aparente complexidade dos sistemas ecológicos e permitindo comparações entre as comunidades de espécies com pouca sobreposição. Em um contexto bioindicador, grupos funcionais podem proporcionar um entendimento generalizado de previsão de respostas da comunidade à perturbação. Nas comunidades de origem animal, grupos funcionais são tipicamente “corporações”, conjuntos de espécies de exploração de uma base comum de recursos, geralmente com base troficamente (Andersen, 1997).

**Permeabilidade** – é a maior/menor resistência que um ambiente apresenta para que as espécies transitem (Metzger & Décamps, 1997).

**Stakeholders** - em português: “parte interessada”, ou “interveniente”; refere-se a todos os envolvidos em um processo, por exemplo, clientes, colaboradores, investidores, fornecedores, comunidade, etc. O termo foi criado para designar todas

as pessoas, instituições ou empresas que, de alguma maneira, são influenciadas pelas ações de uma organização.

**Unidade de Conservação** - espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes legalmente instituídas pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção.

**Valor intrínseco** - o valor que um objeto, ou o ambiente - em nosso caso -, tem em si, independentemente de todas as consequências e conexões.

**1º setor** - é o Estado, representado pelas prefeituras, governos dos estados e a presidência da república, além das entidades ligadas a esses entes: o chamado setor público.

**2º setor** - é o mercado, constituído pelo conjunto das empresas que exercem atividades privadas, ou seja, atuam em benefício próprio e particular.

**3º setor** - é composto por organizações privadas sem fins lucrativos, buscando a promoção do bem-estar social. O terceiro setor não é nem público nem privado, é um espaço institucional que abriga entidades privadas com finalidade pública.

## Siglas

ONU	Organização das Nações Unidas
COP	A Conferência das Partes (COP) é o órgão supremo decisório no âmbito da Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB.
IPÊ	Instituto de pesquisas Ecológicas – organização não governamental voltada à conservação ambiental e desenvolvimento sustentável.
WWF	World Wild Fund - é uma organização não-governamental dedicada à conservação da natureza.

## Referências Bibliográficas

Acevedo-Rodriguez, P.; Woodbury, R.O. (1991). Los bejucos de Puerto Rico. Institute of Tropical Forestry, v.1.

Andreassen, H. P.; Ims, R. A. (1998). The effects of experimental habitat destruction and patch isolation on space use and fitness parameters in female root vole *Microtus oeconomus*. *Journal of Animal Ecology*, 67, 941 - 952.

Andersen, A.N. (1997). Using Ants as bioindicators: Multiscale Issues in Ant Community Ecology. *Conservation Ecology* [online] 1(1), 8.

André'n, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355–366.

Anjos, L. (2001). Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 12, 11 - 27.

Arias, A. R. L.; Buss, D. F.; Albuquerque, C.; Inácio, A. F.; Freire, M. M.; Egler, M; Mugnai, R.; Baptista, D. F. (2007). Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência & Saúde Coletiva* 12 (1), 61–72.

Baretta, D.; Ferreira, C. S.; Sousa, J. P.; Cardoso, E. J. B. N. (2008). Colêmbolos (hexapoda: collembola) como bioindicadores de qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, edição especial, 2693 - 2700.

Baretta, D.; Brescovit, A. D.; Knysak, I.; Cardoso, E. J. B. N. (2007). Trap and soil monolith sampled edaphic spiders (arachnida: araneae) in *Araucaria angustifolia* forest. *Scientia Agricola* 64 (4), 375 - 383.

Baum, K. A.; Haynes, K. J.; Dilleuth, F. P.; Cronin, J. T. (2004). The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*, 85(10), 2671 – 2676.

Beazley, K.; Cardinal, N. (2004). A systematic approach for selecting focal species for conservation in the forests of Nova Scotia and Maine *Environmental Conservation*, 31, 91 – 101.

Beccaloni, G.W. & Gaston, K. J. (1995). Predicting species richness of neotropical forest butterflies - Ithomiinae (Lepidoptera, Nymphalidae) as indicators. *Biological Conservation* 71, 77 - 86.

Beier, P.; Noss, R. F. (1998). Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12 (6), 1241 - 1252.

Bennett, A.; Radford, J., (2003). Know your ecological thresholds. *Thinking Bush*, 2, 1 - 3 .

Biota/Fapesp - Programa de Pesquisas em Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade do Estado de São Paulo. Disponível: <http://sinbiota.cria.org.br/atlas/>. Acesso Jan. 2010.

Butterfield, J.; Luff, M.L.; Baines, M.; Eyre, M.D. (1995). Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forest. *Forest Ecology and Management* 79, 63 – 77.

Bragança, M. A. L.; De Souza, O.; Zanuncio, J. C. (1998). Environmental heterogeneity as a strategy for pest management in Eucalyptus plantations. *Forest Ecology and Management* 102, 9-12.

Boscolo, D.; Metzger, J. P. (2009). Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology*, 24, 907 - 918.

Caro, T. M. (2003). Umbrella species: critique and lessons from East Africa. *Animal Conservation*, 6, 171 - 181.

Carvalho, M. M.; Rocha, C. R.; Gomes, L.; Teixeira, P. H.; Oliveira, I.; Ribeiro, R.; Marinho-Filho, J. (2007). Sazonalidade e padrões reprodutivos de três espécies de roedores do cerrado. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu - MG*.

Caughlan, L.; Oakley, K. L. (2001). Cost considerations for long-term ecological monitoring. *Ecological Indicators* 1, 123 - 134.

Chambers, J. C. and MacMahon, J A. (1994). A day in the life of a seed. *Annual Ecological Synthesis*, 25, 263 - 292.

Dale, V. H.; Beyeler, S. C. (2001). Challenge in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1, 3–10.

Damschen, E. I.; Haddad, N. M.; Orrock, J. L.; Tewksbury, J. J.; Levey, D. J. (2006). Corridors increase plant species richness at large scales. *Science*, 313, 1284 - 1286.

Dauwe, T.; Lieven, B.; Ellen, J.; Rianne, P.; Ronny, B. & Marcel, E. (2002). Great and blue tit feathers as bioindicators for heavy metal pollution. *Ecological Indicators* 1, 227–234.

De Marco Junior, P.; Paçlia, A P. Estatística e interpretação de dados. In: Laury Cullen Junior; Claudio Valladares Padua; Rudy Rudran. (Org.). Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Curitiba: Editora UFPR, 2003.

- Develey, P.F.; Martensen, A.C. (2006). As aves da Reserva Florestal do Morro Grande (Cotia, SP). *Biota Neotropica* 6 (2).
- Dirzo, R.; Miranda, A. (1991). Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: A case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: Price, P.W., T.M. Lewinsohn, G.W. Fernandes y W.W. Benson (eds.) *Plant-animal interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. J. Wiley and Sons, London. 273 - 287.
- Durigan, G.; Ivanauskas, N. M.; Nalon, M. A.; Ribeiro, M. C.; Kanashiro, M. M.; Costa, H. B.; Santiago, C. M. (2009). Protocolo de avaliação de áreas prioritárias para a conservação da mata atlântica na região da Serra do Mar/Paranapiacaba. *Revista do Instituto Florestal* 21, 39 - 54.
- Engel, V.L.; Fonseca, R.C.B. & Oliveira R.E. (1998). Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. *Série técnica IPEF*, 12 (32), 43 - 64.
- Fahrig, L. (2002). Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Application*, 12, 346 - 53
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487 - 515.
- Fairweather, P.G., 1991. Statistical power and design requirements for environmental monitoring. *Australian Journal of Marine Freshwater Res* 42, 555 - 567.
- Ferreira-Peruquetti, P. S.; De Marco Junior, P (2002). Efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19 (2), 317- 327.
- Fiera, C. (2009). Biodiversity of Collembola in urban soils and their use as bioindicators for pollution. *Pesquisa agropecuária brasileira*, 44 (8), 868 - 873.
- Fisher, J.; Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265 - 280.
- Forman, R. T. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10, 133 - 142.
- Fox, B. J.; Taylor, J. E.; Fox, M. D.; Williams, C. (1997). Vegetation changes across edges of rainforest remnants. *Biological Conservation*, 82, 1 - 13.
- Gaston, K.J. (1996). The multiple forms of the interspecific abundance-distribution relationship. *Oikos*, 75, 211 - 220.
- Gimenes, R. M.; Anjos, L. (2003). Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Biological Sciences*, 25 (2), 391 - 402.
- Gross, T.; Johnston, S.; Barber, C. V. (2005). Um guia para entender e participar efetivamente da oitava reunião da Conferência das Partes da Convenção sobre

Biodiversidade. Secretaria de Biodiversidade e floresta, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.

Harper, K. A.; MacDonald, S. E.; Burton, P. J.; Chen, J.; Brosnoff, K. D., Saunders, S. C.; Euskirchen, E. S.; Roberts, D.; Jaiteh, M. S.; Esseen, P. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19 (3), 768 - 782.

Hanski, I (1998). Review article - Metapopulation dynamics. *Nature*, 396, 41 - 49.

Hess, G. R. (1996). Linking extinction to connectivity and habitat destruction in metapopulation models. *American Naturalist*, 148 (1), 226 - 236.

Huggett, A. J. (2005). The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 124, 301 – 310.

Joly, K.; Myers, W. L. (2001). Patterns of mammalian species richness and habitat associations in Pennsylvania. *Biological Conservation*, 99, 253 - 260.

Kerr, J. T. (1997). Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology* 11, 1094–1100.

Lambeck, R. J. (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11, 849 – 856.

Lamoureaux, J. F.; Morrison, J. C.; Ricketts, T. H.; Olson, D. M.; Dinerstein, E.; McKnight, M. W.; Shugart, H. H. (2006). Global test of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature*, 440 (9), 212 – 214.

Laurence, W. F.; Ferreira, L. V.; Rankin-De-Merona, J. M.; Laurence, S. G. (1998). Rain Forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, 79, 2032 – 2040.

Lindenmayer, D.B. (1999). Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies and monitoring programs. *Forest Ecology Management* 115, 277–287.

Lindenmayer, D. B.; Luck, G. (2005). Synthesis: Thresholds in conservation and management. *Biological Conservation* 124, 351 - 354.

Lindenmayer, D. B.; Manning, A. D.; Smith, P. L.; Possingham, H. P.; Fischer, J.; Oliver, I.; McCarthy, M. A. (2002). The focal-species approach and landscape restoration: a critique. *Conservation Biology* 16, 338 - 345.

MacArthur, R.H.; Wilson, E.O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.

Machado, C.G. 1999. A composição dos bandos mistos de aves na Mata Atlântica da serra de Paranapiacaba, no sudeste brasileiro. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(1), 75 - 85.

Maher, W.A.; Cullen, P.W.; Norris, P.H. (1994). Framework for designing sampling programs. *Environment Monitoring Assessment* 30, 39 - 162.

Mantovani, J. E.; Mattos, P. S. R.; Santos, J. E.; Pires, J. S. R. (2007). Sensoriamento remoto e radiotelemetria no estudo de padrões de uso da paisagem pelo lobo-guará no interior do estado de São Paulo. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Florianópolis, Brasil, 4005-4012.

Marques, M. M. G. S. M.; Barbosa, F. A. R.; Callisto, M. (1999). Distribution and abundance of chironomidae (diptera, insecta) in a impacted watershed in south-east Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59 (4), 553- 561

McIntyre, S.; Hobbs, R. (1999). A framework for conceptualizing human effects on landscape and its relevance to management and research models. *Conservation Biology*, 13 (6), 1282 - 1292.

McGeoch, M.A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73, 181- 201.

Mendes, S. L.; Santos, R.R.; Carmo, L. P. (2005). Conserving the northern muriqui in Santa Maria de Jetibá, Espírito Santo. *Neotropical Primates* 13(supl.), 31 - 35.

Metzger, J.P.; Décamps, H. (1997). The structural connectivity threshold: a hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecologica* 18, 1-12.

Metzger, J. P. (2001). O que é ecologia de paisagem? *Biota Neotropica*, 1 (1).

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forest: implication for conservation. *Tree* 10 (2), 58 - 62.

Murphy, H. T.; Lovett-Doust, J. (2004). Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos*, 105, 3 - 14.

Negrão, M. F. F.; Valladares-Pádua, C. (2006). Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal do Morro Grande, São Paulo. *Biota Neotropica* 6 (2).

Noguti, M. B.; Campos, S. V. B.; Rodrigues, T. M.; Pullig, T.; Dias, J. C. (2008). Sistema de gestão ambiental – Natura cosméticos s/a. IV Congresso nacional de excelência em gestão.

Noss, R. F.; Quigley, H. B.; Hornocker, M. G.; Merrill, T.; Paquet, P. C. (1996). Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10 (4), 949 - 963.



Noss, R.F. (1999). Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology Management* 115, 135 -146.

Organização das Nações Unidas – ONU,. 2008. Convenção sobre a diversidade biológica. Disponível: [www.onu-brasil.org.br/doc\\_cdb.php](http://www.onu-brasil.org.br/doc_cdb.php). Acesso dez. 2009.

Pádua, J. A. (1998). "Cultura esgotadora": agricultura e destruição ambiental nas últimas décadas do Brasil Império. *Estudos Sociedade e Agricultura*, 11, 134 - 163.

Paglia, A. P.; Fernandez, F.A.S. ; De Marco JR, P. . Efeitos da Fragmentação de Habitats: Quantas Espécies, Quantas Populações, Quantos Indivíduos, e Serão Eles Suficientes?. In: C.F.D. Rocha; H.G. Bergallo; M. Van Sluys; M.A.S. Alves. (Org.). *Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos, São Paulo, RIMA Editora, 2006, 281-316.

Pearce, J.L.; Venier, L.A. (2006). The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicadores of sustainable forest management: a review. *Ecological Indicators* 6, 780–793.

Peres, C. A.; Baider, C.; Zuidema, P. A.; Wadt, L. H. O.; Kainer, K. A.; Gomes-Silva, D. A. P.; Salomão, R. P.; Simões, L. L.; Franciosi, E. R. N.; Valverde, F. C.; Gribel, R.; Shepard Jr., G. H.; Kanashiro, M.; Coventry, P.; Yu, D. W.; Watkinson, A. R.; Freckleton, R. P. (2003). Demographic threats to the sustainability of Brazil Nut exploitation. *Science*, 5653 (302), 2112 - 2114.

Poletto, F.; Anjos, L.; Lopes, E.V.; Volpato G.H.; Serafini P.P. & Favaro, F.L. (2004). Caracterização do microhabitat e vulnerabilidade de cinco espécies de arapaçus (Aves: Dendrocolaptidae) em um fragmento florestal do norte do estado do Paraná, sul do Brasil. *Revista Ararajuba*, 12, (2), 89-96.

Primack, R.B. & Rodrigues, E. (2001). *Biologia da Conservação*. Editora Planta, Curitiba, Brasil.

Radford, J. Q.; Bennett, A. F.; Cheers, G. J. (2005). Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation*, 124, 317 - 337.

Ricketts, T. H. (2001). The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist*, 158, 87 - 99.

Ridgely, R. S.; Guy, T. (1989). *The birds of South America*. University of Texas Press, Austin, Texas.

Roberge, J.M.; Angelstam, P. (2004). Usefulness of umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18, 76 – 85.

Rodriguez, J. P.; Pearson, D. L.; Barrera, R. (1998). A test for the adequacy of bioindicator taxa: are tiger beetles (coleoptera: cicindelidae) appropriate indicators for monitoring the degradation of tropical forests in Venezuela?. *Biological Conservation* 83 (1), 69 – 76.

Samways, M. J.; Steytler, N. S. (1996). Dragonfly (odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation* 78, 279 – 288.

Saunders, D. A; Hobbs, R. J.; Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 7, 18 - 32.

Seoane, C. E. S.; Kageyama, P. Y.; Sebbenn, A. M. (2000). Efeitos da fragmentação florestal na estrutura genética de populações de *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (Guarantã). *Scientia Forestalis*, 57, 123 – 139.

Singer, F. J.; Zeigenfuss, L. C.; Spicer, L. (2001). Role of patch size, disease, and movement in rapid extinction of Bighorn sheep. *Conservation Biology*, 15 (5), 1347 – 1354.

Sofia, S. H.; Suzuki, K. M. (2004). Comunidades de machos de abelhas euglossina (Hymenoptera: Apidae) em fragmentos florestais no sul do Brasil. *Neotropical Entomology*, 33 (6), 693 – 702.

Sousa, D. (2004). Todas as aves do Brasil - Guia de Campo para Identificação, 2ª Edição. Editora: DALL

Stouffer, P.C.; Bierregaard Jr. R. O. (1995). Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*, 76, 2429 - 2445.

Taylor P.D.; Fahrig L.; Henein K.; Merriam G.; (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68, 571 - 573.

Uezu, A.; Beyer, D. D.; Metzger, J. P. (2008). Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation*, 17, 1 - 16.

Uezu, A., Metzger, J. P.; Vielliard, J. M. E. (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123, 507 - 519.

Umetsu, F.; Pardini, R. (2007). Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats - evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology*, 22, 517 - 530.

Ungerer, M. J.; Ayres, M. P.; Lombardero, M. J. (1999). Climate and the northern distribution limits of *Dendroctonus frontalis* Zimmermann (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of Biogeography*, 26 (6), 1133 - 1145.

Van Bellen, H. M. (2004). Desenvolvimento Sustentável: Uma descrição das principais ferramentas de avaliação. *Ambiente & sociedade*, 7, 67–87.

Vargas J. J. G.; Whitacre, D.; Mosquera, R.; Albuquerque, J.; Piana, R.; Thiollay, Jean-M.; Márquez, C.; Sánchez, J. E.; López, M. L.; Midence, S.; Matola, S.; Aguilar, S.; Rettig, N.; Sanaiotti, T. (2006). Estado y distribución actual del águila arpía (*Harpia harpyja*) en centro y Sur América. *Ornitología Neotropical* 17, 39 – 55.

Vielliard, J. E. M.; Silva, W. R. (1990). Nova metodologia de levantamento quantitativa da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. *Anais do IV Encontro de Anilhadores de Aves*, 117 - 151.

Votolini, J. C.; Wludarski, A.; Silva, I. (2009). Estrutura da vegetação na borda e interior de um fragmento florestal pequeno em área urbana. *Revista Biociências*, 15 (2), 133 - 138.