



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE BIOCÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL

TARCISO COTRIM CARNEIRO LEÃO

**ATRIBUTOS DE HISTÓRIA DE VIDA INDICADORES DO RISCO DE EXTINÇÃO  
DE ANGIOSPERMAS NA FLORESTA ATLÂNTICA**

Recife

2011

TARCISO COTRIM CARNEIRO LEÃO

**ATRIBUTOS DE HISTÓRIA DE VIDA INDICADORES DO RISCO DE EXTINÇÃO  
DE ANGIOSPERMAS NA FLORESTA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

**Área de concentração:** Ecologia e Conservação.

**Orientador:** Prof<sup>o</sup>. Dr. Marcelo Tabarelli.

Recife

2011

Catálogo na fonte  
Elaine C. Barroso (CRB4/1728)

Carneiro Leão, Tarciso Cotrim

Atributos de história de vida indicadores do risco de extinção de angiospermas na Floresta Atlântica / Tarciso Cotrim Carneiro Leão-2011.

61 folhas: il., fig., tab.

Orientador: Marcelo Tabarelli

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Recife, 2011.

Inclui referências e anexo

1. Angiosperma 2. Mata Atlântica 3. Extinção (Biologia) I. Tabarelli, Marcelo (orient.) II. Título

580

CDD (22.ed.)

UFPE/CB-2018-447

TARCISO COTRIM CARNEIRO LEÃO

**ATRIBUTOS DE HISTÓRIA DE VIDA INDICADORES DO RISCO DE EXTINÇÃO  
DE ANGIOSPERMAS NA FLORESTA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Aprovada em: 28 / 02 / 2011.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. Marcelo Tabarelli (Orientador)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. Felipe Pimentel Lopes de Melo (Examinador Interno)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. Carlos Roberto Sorensen Dutra da Fonseca (Examinador Externo)  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Às plantas ameaçadas de extinção

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Marcelo Tabarelli pela orientação e confiança no trabalho, pela liberdade de ações (às vezes demais) e pelo apoio ao desenvolvimento intelectual e profissional durante todo o período de orientação.

A Diele Lôbo pela companhia e paciência para escutar e discutir as idéias sobre o trabalho.

A Carlos Peres pelo interesse e valiosos comentários nas discussões via e-mail.

Aos colegas que participam dos seminários do laboratório de ecologia e demais colegas do PPGBV que contribuíram com críticas e comentários ao trabalho e fizeram boa companhia durante o curso.

Ao CRIA pelo sensacional esforço na disponibilização de informações sobre a biodiversidade brasileira.

A Rafaël Govaerts pela disponibilização de banco de dados do Kew Gardens.

Ao CNPQ pelo financiamento da bolsa de mestrado.

## RESUMO

A literatura sugere que vulnerabilidade à extinção difere entre espécies com diferentes atributos de história de vida. No entanto, pouco se sabe como reconhecer as diferenças de vulnerabilidade entre espécies de plantas nas florestas tropicais. Neste trabalho, testei a hipótese de que espécies com atributos associados a pequenos tamanhos e baixas taxas de crescimento têm maiores riscos de extinção. Identifiquei as cinco famílias com maiores e menores riscos de extinção no intuito de observar o contraste entre atributos que conferem maior vulnerabilidade e aqueles que conferem maior resistência à extinção. Classifiquei 2.842 espécies destas 10 famílias (i.e. 21% das angiospermas da floresta Atlântica) quanto à forma de crescimento, habitat, estratégia, especificidade de habitat e endemismo com base em dados da literatura. As famílias Bromeliaceae, Malpighiaceae, Amaryllidaceae, Annonaceae e Cactaceae apresentaram mais espécies ameaçadas que as demais famílias. Ervas epífitas, ervas rupícolas, plantas restritas a afloramentos rochosos ou restingas, e plantas tolerantes ao estresse foram consistentemente mais ameaçadas e mais raras que as demais. Ervas tolerantes ao estresse parecem reunir as principais características associadas a um alto risco de extinção. Um sinergismo entre a alta vulnerabilidade à morte das ervas com a baixa capacidade de recuperação das populações de espécies tolerantes ao stress parece explicar o observado. Este trabalho fornece evidências para diferenciar o grau de vulnerabilidade entre grupos de angiospermas da floresta Atlântica com base em atributos de ampla utilização e fácil reconhecimento.

Palavras-chave: Mata Atlântica. Ecologia de Plantas. Macroecologia. Conservação.

## ABSTRACT

The literature suggests that vulnerability to extinction differs among species with different life history traits. However, little is known on how to recognize differences in vulnerability among plant species in tropical forests. In this work, I tested the hypothesis that species with traits associated with smaller sizes and lower growth rates have higher extinction risk. I identified the five families with highest and lowest extinction risks in order to observe the contrast between traits that confer high vulnerability and those that confer high resistance to extinction. I classified 2,842 species of these 10 families (i.e. 21% of angiosperms in the Atlantic Forest) by growth form, habitat, strategy, habitat specificity and endemism, according to the information in the literature. I classified the extinction risk according to the threat level in the list of the Brazilian flora threatened with extinction and the rarity level by the species extent of occurrence based on 124,033 records of occurrences. The families Bromeliaceae, Malpighiaceae, Amaryllidaceae, Annonaceae and Cactaceae showed more threatened species than other families. Epiphytic herbs, rupicolous herbs, plants restricted to rocky outcrops or "restingas", and stress tolerant plants were consistently the most threatened and rare species. Stress tolerant herbs seem to group the main characteristics associated with an increased extinction risk. A synergism between high vulnerability to death of the herbs and the low capacity for population recovery of the stress tolerant seems to explain the observed pattern. This work provides evidences for differentiating the vulnerability level among groups of angiosperms in the Atlantic Forest, based on widely used and easily recognizable attributes.

Keywords: Mata Atlântica. Plant Ecology. Macroecology. Conservation.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>APRESENTAÇÃO</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b>	<b>11</b>
2.1	CARACTERIZAÇÃO DO GRANDE EVENTO DE EXTINÇÃO	11
2.2	PRINCIPAIS CAUSAS DAS EXTINÇÕES	11
2.3	ROTA PARA EXTINÇÃO	12
2.4	TAMANHO DA DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA E RISCO DE EXTINÇÃO	13
2.5	TAMANHO DA POPULAÇÃO E RISCO DE EXTINÇÃO	14
2.6	TAXA DE CRESCIMENTO E RISCO DE EXTINÇÃO	14
2.7	ATRIBUTOS DE HISTÓRIA DE VIDA E RISCO DE EXTINÇÃO	14
2.8	REFERÊNCIAS	17
<b>3</b>	<b>ATRIBUTOS DE HISTÓRIA DE VIDA INDICADORES DO RISCO DE EXTINÇÃO DE ANGIOSPERMAS NA FLORESTA ATLÂNTICA</b>	<b>21</b>
3.1	INTRODUÇÃO	21
3.2	MÉTODOS	24
3.2.1	Identificação das famílias mais (e menos) ameaçadas	24
3.2.2	Atributos das espécies	25
3.2.3	Risco de extinção	26
3.2.4	Raridade	26
3.2.5	Análise dos dados	26
3.3	RESULTADOS	27
3.3.1	Taxonomia e risco de extinção	27
3.3.2	Atributos e risco de extinção	28
3.3.3	Atributos e raridade	29
3.4	DISCUSSÃO	30
3.4.1	Taxonomia e risco de extinção	30
3.4.2	Formas de crescimento e risco de extinção	30
3.4.3	Habitats e risco de extinção	31
3.4.4	Estratégias e risco de extinção	32
3.5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	33
3.6	LITERATURA CITADA	34
3.7	TABELAS	39
3.8	FIGURAS	43
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES</b>	<b>48</b>
	<b>ANEXO - GUIA DE ESTILO DO PERIÓDICO CONSERVATION BIOLOGY</b>	<b>50</b>

# 1 APRESENTAÇÃO

Esta dissertação trata de uma investigação para identificar quais atributos de história de vida estão relacionados com o suposto risco de extinção e raridade das espécies de angiospermas da floresta Atlântica brasileira. A grande motivação para esta investigação foi a possibilidade de identificar grupos de plantas com alta vulnerabilidade à extinção, que devem estar sendo mais negativamente afetados pelas perturbações antrópicas na grande escala. O trabalho foi beneficiado do recente grande avanço na disponibilização de informações sobre a flora brasileira, em especial para a os registros de herbários disponibilizados na rede SpeciesLink ([www.splink.org.br](http://www.splink.org.br)), a lista da flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/>), as informações sobre as espécies da floresta Atlântica (STEHMANN, FORZZA *et al.*, 2009; <http://sagui.icb.ufmg.br/bot/mataatlantica/>) e a lista da flora brasileira ameaçada de extinção (<http://www.biodiversitas.org.br/florabr/>). As informações vindas destas quatro fontes foram fundamentais para a execução desta dissertação e constituem o essencial da base de dados construída para as análises. Estas fontes de informações vão muito além do compilado por mim, de modo que este trabalho é somente uma “demonstração” do potencial de utilização destas bases de informações sobre a flora brasileira.

A partir das leituras das publicações sobre risco de extinção (ver síntese na Fundamentação Teórica), sobretudo em plantas (mas também com animais), aliado a uma suposição de como se processa a extinção de plantas na floresta Atlântica, gerei a hipótese de que as espécies com maior risco de extinção devem ser aquelas mais raras (i.e. com menor distribuição geográfica), com menores taxas de crescimento da população e menores tamanhos. A lógica por trás da hipótese é que (1) as espécies com menor distribuição geográfica têm maior probabilidade de ser extinta simultaneamente em todas suas localidades de ocorrência em decorrência de perturbações estocásticas (GASTON, 1994), (2) as espécies que possuem menor taxa de crescimento (ou menor resiliência *sensu* PIMM, 1991) são as que possuem menor capacidade de manter ou recuperar o número de indivíduos perdidos pelas perturbações ou a alteração das condições ambientais; e (3) as espécies com menor tamanho seriam em geral, embora nem sempre, menos resistentes à morte (i.e. tende a morrer mais indivíduos para uma dada perturbação). Para um mesmo grau de raridade, menor resiliência (nos termos explicado acima) e menor resistência à morte devem ser determinantes de um maior risco de extinção na floresta Atlântica, pois espécies com estas características tenderiam ao progressivo declínio populacional no cenário onde as perturbações antrópicas são a principal causa das extinções, são amplamente distribuídas e muito frequentes (e reincidentes). Esta hipótese é muito simples

e negligencia outros fatores importantes para o risco de extinção como a capacidade de dispersão, que determina a capacidade de colonização e o “efeito resgate” que influenciam a persistência de metapopulações. No entanto, acredito que os fatores que considere são suficientes para explicar uma parte considerável das diferenças no risco de extinção entre espécies e são possíveis de serem testados em grande escala com as informações disponíveis.

Para testar a hipótese, primeiramente identifiquei as famílias de angiospermas com maiores e menores riscos de extinção na floresta Atlântica, pressupondo que os atributos que conferem maior vulnerabilidade e maior resistência à extinção estarão bem evidentes nestas famílias. Após isso classifiquei 2.842 espécies destas famílias (i.e. 21% das angiospermas da floresta Atlântica) quanto à forma de crescimento, habitat, estratégia, especificidade de habitat e endemismo. Verifiquei em seguida como estes atributos se relacionam com o risco de extinção determinado pelos especialistas (BIODIVERSITAS, 2005) e o grau de raridade de acordo com a extensão de ocorrência das espécies. Especificamente, testei a predição de que as espécies com atributos associados a menores taxas de crescimento (e.g. epífitas, rupícolas e demais tolerantes ao estresse) e tamanhos (i.e. ervas mais que árvores ou arbustos) têm maiores riscos de extinção que as demais espécies. Os métodos e resultados desse teste encontram-se no manuscrito da dissertação.

A dissertação foi organizada em três partes: (1) a fundamentação teórica, onde descrevo parte do conhecimento existente sobre o tema com foco na relação entre atributos e vulnerabilidade à extinção; (2) o manuscrito, que é o coração da dissertação, onde está sintetizado todo o trabalho desenvolvido, que está no formato de um artigo a ser submetido para periódico científico (em princípio *Conservation Biology*); e (3) as conclusões, que pode ser complementar à conclusão contida no manuscrito por ter sido elaborado de uma forma mais espontânea e livre de forma.

## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 CARACTERIZAÇÃO DO GRANDE EVENTO DE EXTINÇÃO

Há uma crença amplamente disseminada no meio científico e não científico de que estamos vivenciando um evento de extinção comparável aos eventos de extinção em massa que a Terra vivenciou nos últimos 600 milhões de anos (BROOK, SODHI *et al.*, 2008; STORK, 2010). Os dados empíricos, no entanto, não evidenciam um evento de extinção tão grande quanto o esperado (STORK, 2010), embora as taxas de extinções sejam muito altas. As taxas atuais de extinção de espécies em alguns grupos taxonômicos bem conhecidos, como as aves, são pelo menos 100 vezes maior que no período pré-humano (PIMM, RUSSELL *et al.*, 1995). Ainda assim, menos de 1% das espécies conhecidas foram registradas como extintas. A lista vermelha da IUCN reconhece entre 800 e 900 espécies como extintas (IUCN, 2011). Somado a outras fontes, este número chega a aprox. 1.200 espécies (STORK, 2010). Entre as principais causas possíveis para o descompasso entre dados empíricos e taxas esperadas de extinção estão, segundo STORK (2010), (1) os recentes esforços para a proteção da biodiversidade, que certamente evitaram algumas extinções; (2) o intervalo de tempo entre a destruição do habitat e a efetiva extinção da espécie (débito de extinção sensu TILMAN, MAY *et al.*, 1994), (3) a alta capacidade das florestas secundárias em manter biodiversidade nos trópicos (CHAZDON, PERES *et al.*, 2009), e (4) as diferenças de vulnerabilidade à extinção entre diferentes grupos taxonômicos (MCKINNEY, 1997; STORK, CODDINGTON *et al.*, 2009). Os habitats onde estão ocorrendo as maiores taxas de extinção de espécies são as florestas tropicais (MYERS, 1988), pois são onde estão a maior parte das espécies, as mais altas taxas de endemismo e raridade, além de serem palco das maiores perdas de habitat (MYERS, MITTERMEIER *et al.*, 2000; BROOK, SODHI *et al.*, 2008). As extinções de um modo geral tendem a ser seletivas e determinados grupos ecológicos tendem a concentrar relativamente mais extinções que outros (MCKINNEY, 1997; STORK, CODDINGTON *et al.*, 2009)

### 2.2 PRINCIPAIS CAUSAS DAS EXTINÇÕES

É consistente na literatura que as recentes altas taxas de extinções são causadas direta ou indiretamente pelas atividades humanas (MEA, 2005; BROOK, SODHI *et al.*, 2008). As principais causas diretas de extinção são destruição do habitat, mudanças climáticas, espécies exóticas invasoras, sobre-exploração e poluição (MEA, 2005). Estas perturbações podem interagir sinergicamente através de feedbacks positivos aumentando sensivelmente a probabilidade esperada de extinções, sobretudo nos grupos ecológicos mais vulneráveis

(BROOK, SODHI *et al.*, 2008). Nas florestas tropicais as perturbações diretas, como o corte raso da floresta para expansão da agricultura, a sobre-caça e o corte excessivo de madeira, são as principais causas das extinções (BROOK, SODHI *et al.*, 2008; BRADSHAW, SODHI *et al.*, 2009). Em média, as florestas tropicais úmidas perdem 1,2% da área total do habitat por ano (BRADSHAW, SODHI *et al.*, 2009).

### 2.3 ROTA PARA EXTINÇÃO

A rota para extinção global de uma espécie envolve pelo menos três eventos importantes: (1) morte de indivíduos resultando em redução no tamanho das subpopulações; (2) extinção local de subpopulações, resultando em redução da distribuição geográfica da espécie; e (3) extinção global da espécie, quando todas as subpopulações são extintas. As perturbações aos habitats naturais promovido pelas atividades humanas tendem a acelerar, de maneira geral, a velocidade com que as espécies alcançam a extinção global. A velocidade com que cada espécie caminha para a extinção, no entanto, varia com sua vulnerabilidade a cada um dos três eventos descritos acima. A vulnerabilidade pode medida em termos de probabilidade de ocorrência do evento. Atributos de história de vida podem influenciar a vulnerabilidade à extinção através da influência na probabilidade de morte (MCKINNEY, 1997), ou na probabilidade de extinção local, enquanto que a distribuição geográfica e número de subpopulações seriam fatores mais diretamente relacionados com a probabilidade de extinção global (veja figura 1). Nos próximos parágrafos abordarei os fatores e atributos das espécies que interferem nas probabilidades de morte/extinção, e os possíveis mecanismos pelos quais isso acontece.

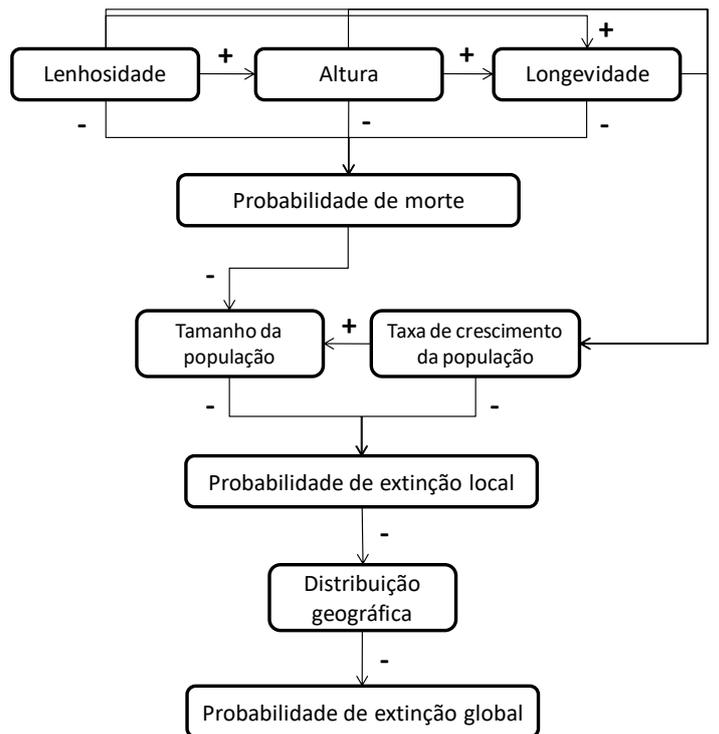


Figura 1. O risco de extinção global pode ser influenciado pelas probabilidades de morte e de extinção local. Estas, por sua vez, são influenciadas pelos atributos de história de vida das espécies. Os sinais indicam o sentido da relação.

## 2.4 TAMANHO DA DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA E RISCO DE EXTINÇÃO

Dentro as variáveis da figura 1, tamanho da distribuição geográfica tende a ser a mais estreitamente relacionada com o risco de extinção global da espécie. As formas mais utilizadas e consolidadas para mensurar o tamanho da distribuição geográfica são extensão de ocorrência e área de ocupação (GASTON e FULLER, 2009). A extensão de ocorrência tende a estar relacionado com o risco de extinção por pelo menos dois motivos: (1) quanto maior a extensão de ocorrência, risco que a espécie seja extinta em todas as localidades de ocorrência por um único processo de ameaça (GASTON e BLACKBURN, 2000); e (2) extensão de ocorrência tende a ser o critério mais utilizado para inclusão de espécies nas listas vermelhas, que é a principal medida de risco de extinção (GASTON e FULLER, 2009). A pequena extensão de ocorrência pode ser uma condição evolutiva na qual a espécie tem adaptações que a permite persistir como rara por longo período (KUNIN e GASTON, 1993), ou ser fruto do declínio populacional causado pelas perturbações, já que antes de ser extinta globalmente uma espécie persiste por um tempo como rara (MACE e KERSHAW, 1997).

## 2.5 TAMANHO DA POPULAÇÃO E RISCO DE EXTINÇÃO

A extinção local de populações normalmente é antecedida pela redução no tamanho da população. É bem consistente entre os estudos empíricos que plantas com populações menores tem os maiores riscos de extinção (ROBINSON, YURLINA *et al.*, 1994; FISCHER e STÖCKLIN, 1997; DUNCAN e YOUNG, 2000; HENLE, DAVIES *et al.*, 2004; WALKER e PRESTON, 2006). Populações pequenas são mais vulneráveis às variações demográficas e ambientais que populações grandes (PIMM, 1991; HENLE, DAVIES *et al.*, 2004), de modo que o tempo de persistência de populações pequenas tende a ser muito menor que o de populações grandes.

## 2.6 TAXA DE CRESCIMENTO E RISCO DE EXTINÇÃO

Espécies com menores taxas de crescimento populacional devem ter maior risco de extinção porque elas se recuperam menos rapidamente das perturbações ambientais que levam à morte de indivíduos (PIMM, 1991). Em plantas, há evidência de que menor taxa de crescimento (i.e. menor taxa de recrutamento) aumenta a chance de extinção de metapopulações nas paisagens dinâmicas (BOSSUYT e HONNAY, 2006).

## 2.7 ATRIBUTOS DE HISTÓRIA DE VIDA E RISCO DE EXTINÇÃO

Espécies com determinadas características estão sob maior risco de extinção que outras (MCKINNEY, 1997). Atributos de história de vida podem influenciar a probabilidade de extinção local através da relação com taxas demográficas, como sobrevivência e crescimento (POORTER, WRIGHT *et al.*, 2008). Um simples atributo normalmente não é suficiente para uma boa predição do risco de extinção, pois a resposta às perturbações geralmente depende de interação entre atributos (HENLE, DAVIES *et al.*, 2004). A maior parte dos estudos que buscaram identificar atributos relacionados com o risco de extinção foi baseada no estudo com animais, de modo que relativamente pouco se sabe sobre a vulnerabilidade dos diferentes grupos funcionais de plantas, e menos ainda sobre as plantas das florestas tropicais (HENLE, DAVIES *et al.*, 2004; STORK, CODDINGTON *et al.*, 2009). De forma geral, espécies com populações pequenas, baixas taxas de crescimento, alta flutuação demográfica, baixa habilidade competitiva, especialização a habitats restritos e baixa tolerância aos habitats abertos e perturbados tendem a ser extintas primeiro nos habitats fragmentados e perturbados pelo homem (HENLE, DAVIES *et al.*, 2004). Animais, em geral, têm maior risco de extinção que plantas. Grandes vertebrados são os mais vulneráveis, pois tendem a ocorrer em relativas baixas densidades populacionais, terem baixa fecundidade e ocuparem elevados níveis tróficos, que

são características que conferem vulnerabilidade (TURNER, 1996; STORK, CODDINGTON *et al.*, 2009).

Em plantas, há evidências de vários atributos relacionados com o risco de extinção (e.g. TURNER, TAN *et al.*, 1994; DUNCAN e YOUNG, 2000; SODHI, KOH *et al.*, 2008), mas ainda não há um padrão claro de atributos preditores do risco de extinção (MURRAY, THRALL *et al.*, 2002). Há uma expectativa teórica de que atributos das plantas relacionados com a habilidade competitiva e sensibilidade às perturbações sejam especialmente importantes na relação com o risco de extinção (HENLE, DAVIES *et al.*, 2004), pois estão associados com o desempenho das espécies em gradientes de disponibilidade de recursos e frequência de distúrbios (WILSON e KEDDY, 1986). A baixa habilidade competitiva faz com que a espécie seja mais vulnerável à extinção em habitats onde a frequência dos distúrbios é elevada. Uma forma de abordar esta questão é através das estratégias de plantas de GRIME (1977). Plantas competidoras têm rápido crescimento, e podem recuperar suas populações mais rapidamente que plantas tolerantes ao estresse. Portanto, plantas tolerantes ao estresse devem ter maior risco de extinção que as competidoras em habitats com perturbações muito frequentes. Há poucos estudos empíricos que testam o risco de extinção em função da estratégia, mas evidências vindas de diversas comunidades de plantas na Inglaterra reforçam a expectativa de que as tolerantes ao estresse são mais vulneráveis à extinção em paisagens antrópicas (WALKER e PRESTON, 2006). A teoria das estratégias de GRIME (1977) ainda destaca uma estratégia que maximiza o sucesso em habitats mais efêmeros, onde as perturbações são mais frequentes, que é a das plantas ruderais. A estratégia ruderal, portanto, deve ser a que possui menor risco de extinção frente ao aumento das perturbações aos habitats nas paisagens antrópicas. FRÉVILLE *et al.* (2007) encontraram que a ruderalidade e tolerância ao stress tinham efeitos opostos sobre o risco de extinção.

O tamanho das plantas pode estar correlacionado com o risco de extinção. TURNER *et al.* (1994; 1996) encontram que árvores foram menos prováveis de serem extintas que arbustos, trepadeiras e epífitas nas florestas remanescentes de Cingapura. DUNCAN e YOUNG (2000) corroboraram a hipótese de que a taxa de extinção estava negativamente correlacionada com a altura das plantas na Nova Zelândia. Os autores discutem que para populações reduzidas a um tamanho menor que o viável no longo prazo, as populações de espécies com tamanhos maiores persistem por mais tempo na paisagem por tenderem a ter maior longevidade, o que causa um retardo na efetiva extinção das espécies grandes em relação às pequenas (TURNER, CHUA *et al.*, 1996; DUNCAN e YOUNG, 2000). SODHI *et al.* (2008), entretanto, não encontraram

relação da altura com risco de extinção nas florestas de Cingapura quando foi controlado o efeito da filogenia sobre a distribuição das alturas.

Um grupo particularmente suscetível à extinção nas florestas de Cingapura são as epífitas (TURNER, TAN *et al.*, 1994; SODHI, KOH *et al.*, 2008). A redução no número de grandes árvores emergentes – que são os hospedeiros preferenciais das epífitas –, as mudanças microclimáticas decorrentes da fragmentação e a coleta exacerbada de espécimes para comércio têm sido apontadas como as principais causas da alta taxa de extinção das epífitas (TURNER, TAN *et al.*, 1994; SODHI, KOH *et al.*, 2008). A relativa alta sensibilidade das epífitas à perturbação parece ser um padrão consistente, apontando para as epífitas como um grupo indicador do estado de conservação da floresta remanescente (BARTHLOTT, SCHMIT-NEUERBURG *et al.*, 2001). Florestas secundárias abrigam uma riqueza e abundância de epífitas muito menores que florestas primárias (BARTHLOTT, SCHMIT-NEUERBURG *et al.*, 2001). Uma característica marcante das epífitas, e diferencial em relação a outros grupos de plantas, é o inerente crescimento lento (BENZING, 1990; SCHMIDT e ZOTZ, 2002; LAUBE e ZOTZ, 2003). As epífitas chegam a crescer mais lentamente que plântulas de grandes árvores (LAUBE e ZOTZ, 2003), e sua colonização nas florestas em regeneração pode ser muito lenta. Nas florestas secundárias e bordas de fragmentos, onde o dinamismo de renovação de galhos e árvores inteiras é maior que na floresta contínua madura (LAURANCE, FERREIRA *et al.*, 1998), as epífitas podem ter dificuldade para atingir a idade reprodutiva e completar o seu ciclo de vida. SNÄLL, PENNANEN *et al.* (2005) concluíram que o tempo de rotação dos distúrbios na floresta, no caso o tempo entre queimadas, é determinante na persistência da população da epífita estudada.

A dependência de mutualismos específicos também tem sido reconhecida como um atributo preditor de maior risco de extinção em plantas (BOND, 1994; SODHI, KOH *et al.*, 2008). O risco de falha da polinização e dispersão são maiores em plantas dependentes de agentes polinizadores e dispersores específicos, pois é quando não haveria substitutos no caso da extinção dos animais envolvidos no mutualismo (BOND, 1994). Angiospermas polinizadas por mamíferos foram mais prováveis de serem extintas nas florestas de Cingapura que as demais espécies (SODHI, KOH *et al.*, 2008). A extinção dos dispersores de grandes sementes é um processo que está ocorrendo em larga escala em algumas florestas tropicais, o que tende a gerar coextinções de muitas espécies de árvores no longo prazo (SILVA e TABARELLI, 2000). Analisando as angiospermas como um todo, no entanto, o padrão de maior risco de extinção associado à dispersão por animais nem sempre é evidente e por vezes as plantas com dispersão

pelo vento são mais ameaçadas (MCINTYRE, LAVOREL *et al.*, 1995; WILLIAMS, MORGAN *et al.*, 2005; SODHI, KOH *et al.*, 2008). Isto é um indicativo que no grupo das angiospermas deve haver atributos mais importantes que a dependência de animais para a dispersão na predição do risco de extinção. Mesmo assim, é esperado que ao analisar grupos específicos a dependência de animais específicos para a dispersão seja normalmente um fator relevante, sobretudo nas florestas tropicais fragmentadas (HENLE, DAVIES *et al.*, 2004).

O risco de extinção também deve ser maior em espécies com menores capacidades de dispersão, pois uma maior dispersão aumenta as chances de colonização e recolonização de fragmentos de habitat, aumentando a persistência de metapopulações em paisagens antrópicas fragmentadas (HENLE, DAVIES *et al.*, 2004). Em geral as evidências empíricas corroboram esta hipótese (DUNCAN e YOUNG, 2000; BOSSUYT e HONNAY, 2006), no entanto a capacidade de dispersão pode ser um atributo difícil de inferir entre diferentes grupos ecológicos.

O sistema sexual também pode influenciar o risco de extinção. Há mais plantas dióicas entre as ameaçadas de extinção que não-dióicas (VAMOSI e VAMOSI, 2005). As dióicas podem estar mais ameaçadas por pelo menos três motivos, segundo VAMOSI e VAMOSI (2005): (1) possuem menor segurança de que a reprodução vai realmente acontecer, (2) somente as fêmeas produzem sementes, o que reduz a capacidade de reprodução, e (3) possuem maior dependência de polinizadores. SODHI, KOH *et al.* (2008), no entanto, encontram que as monóicas e hermafroditas foram mais prováveis de serem extintas que as dióicas.

## 2.8 REFERÊNCIAS

BARTHLOTT, W. *et al.* Diversity and abundance of vascular epiphytes: a comparison of secondary vegetation and primary montane rain forest in the Venezuelan Andes. **Plant Ecology**, v. 152, n. 2, p. 145-156, 2001.

BENZING, D. **Vascular epiphytes**. New York: Cambridge University Press, 1990.

BIODIVERSITAS, F. **Lista da flora brasileira ameaçada de extinção**: Disponível em <<http://www.biodiversitas.org.br/floraBr/>> 2005.

BOND, W. J. Do Mutualisms Matter? Assessing the Impact of Pollinator and Disperser Disruption on Plant Extinction. **Philosophical Transactions: Biological Sciences**, v. 344, n. 1307, p. 83-90, 1994.

- BOSSUYT, B.; HONNAY, O. Interactions between plant life span, seed dispersal capacity and fecundity determine metapopulation viability in a dynamic landscape. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 8, p. 1195-1205, 2006.
- BRADSHAW, C. J.; SODHI, N. S.; BROOK, B. W. Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 2, p. 79-87, 2009.
- BROOK, B. W.; SODHI, N. S.; BRADSHAW, C. J. A. Synergies among extinction drivers under global change. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, n. 8, p. 453-460, 2008.
- CHAZDON, R. L. et al. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. **Conservation biology**, v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.
- DUNCAN, R. P.; YOUNG, J. R. Determinants of Plant Extinction and Rarity 145 Years after European Settlement of Auckland, New Zealand. **Ecology**, v. 81, n. 11, p. 3048-3061, 2000.
- FISCHER, M.; STÖCKLIN, J. Local Extinctions of Plants in Remnants of Extensively Used Calcareous Grasslands 1950–1985. **Conservation biology**, v. 11, n. 3, p. 727-737, 1997.
- FRÉVILLE, H. et al. Prediction of Extinction in Plants: Interaction of Extrinsic Threats and Life History Traits. **Ecology**, v. 88, n. 10, p. 2662-2672, 2007.
- GASTON, K. J. **Rarity**. London: Springer, 1994. 205
- GASTON, K. J.; BLACKBURN, T. M. **Pattern and process in macroecology**. Cambridge: Blackwell Science, 2000.
- GASTON, K. J.; FULLER, R. A. The sizes of species' geographic ranges. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 1, p. 1-9, 2009.
- GRIME, J. P. Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory **The American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1169-1194, 1977.
- HENLE, K. et al. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 207-251, 2004.
- IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species** 2011.
- KUNIN, W. E.; GASTON, K. J. The biology of rarity: Patterns, causes and consequences. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 8, n. 8, p. 298-301, 1993.
- LAUBE, S.; ZOTZ, G. Which abiotic factors limit vegetative growth in a vascular epiphyte? **Functional Ecology**, v. 17, n. 5, p. 598-604, 2003.

LAURANCE, W. F. et al. Rain Forest Fragmentation and the Dynamics of Amazonian Tree Communities. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032-2040, 1998.

MACE, G.; KERSHAW, M. Extinction risk and rarity on a ecological timescale. In: KUNIN, W. E. e GASTON, K. J. (Ed.). **The biology of rarity: causes and consequences of rare-common differences**: Springer, 1997. cap. 8, p.280.

MCINTYRE, S.; LAVOREL, S.; TREMONT, R. M. Plant Life-History Attributes: Their Relationship to Disturbance Response in Herbaceous Vegetation. **Journal of Ecology**, v. 83, n. 1, p. 31-44, 1995.

MCKINNEY, M. L. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. **Annual review of ecology and systematics**, v. 28, p. 495-516, 1997.

MEA, M. E. A. **Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis**. Washington, DC. 2005

MURRAY, B. R.; THRALL, P. H.; NICOTRA, A. B. How plant life-history and ecological traits relate to species rarity and commonness at varying spatial scales. **Austral Ecology**, v. 27, n. 3, 2002.

MYERS, N. Threatened biotas: "Hot spots" in tropical forests. **The Environmentalist**, v. 8, n. 3, p. 187-208, 1988.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, 2000.

PIMM, S. L. **The balance of nature?: ecological issues in the conservation of species and communities**. Londres: The University of Chicago Press, 1991.

PIMM, S. L. et al. The Future of Biodiversity. **Science**, v. 269, n. 5222, p. 347-350, July 21, 1995 1995.

POORTER, L. et al. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. **Ecology**, v. 89, n. 7, p. 1908-1920, 2008.

ROBINSON, G. R.; YURLINA, M. E.; HANDEL, S. N. A Century of Change in the Staten Island Flora: Ecological Correlates of Species Losses and Invasions **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v. 121, n. 2, p. 119-129, 1994.

SCHMIDT, G.; ZOTZ, G. Inherently slow growth in two Caribbean epiphytic species: A demographic approach. **Journal of Vegetation Science**, v. 13, n. 4, p. 527-534, 2002.

SILVA, J. M. C. D.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, 2000.

SNÄLL, T. et al. Modelling epiphyte metapopulation dynamics in a dynamic forest landscape. **Oikos**, v. 109, n. 2, p. 209-222, 2005.

SODHI, N. S. et al. Correlates of extinction proneness in tropical angiosperms. **Diversity and Distributions**, v. 14, p. 1–10, 2008.

STEHMANN, J. R. et al. **Plantas da Floresta Atlântica**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2009. 516

STORK, N. Re-assessing current extinction rates. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 357-371, 2010.

STORK, N. E. et al. Vulnerability and Resilience of Tropical Forest Species to Land-Use Change. **Conservation biology**, v. 23, n. 6, p. 1438-1447, 2009.

TILMAN, D. et al. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, v. 371, p. 65-66, 1994.

TURNER, I. M. Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence **The Journal of Applied Ecology**, v. 33, n. 2, p. 200-209, 1996.

TURNER, I. M. et al. A Century of Plant Species Loss from an Isolated Fragment of Lowland Tropical Rain Forest. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1229-1244, 1996.

\_\_\_\_\_. A Study of Plant Species Extinction in Singapore: Lessons for the Conservation of Tropical Biodiversity. **Conservation Biology**, v. 8, n. 3, p. 705-712, 1994.

VAMOSI, J. C.; VAMOSI, S. M. Present day risk of extinction may exacerbate the lower species richness of dioecious clades. **Diversity and Distributions**, v. 11, n. 1, p. 25-32, 2005.

WALKER, K.; PRESTON, C. Ecological Predictors of Extinction Risk in the Flora of Lowland England, UK. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 6, p. 1913-1942, 2006.

WILLIAMS, N. S. G. et al. Plant traits and local extinctions in natural grasslands along an urban–rural gradient. **Journal of Ecology**, v. 93, n. 6, p. 1203-1213, 2005.

WILSON, S. D.; KEDDY, P. A. Species Competitive Ability and Position Along a Natural Stress/Disturbance Gradient. **Ecology**, v. 67, n. 5, p. 1236-1242, 1986.

### 3 ATRIBUTOS DE HISTÓRIA DE VIDA INDICADORES DO RISCO DE EXTINÇÃO DE ANGIOSPERMAS NA FLORESTA ATLÂNTICA<sup>1</sup>

Tarciso Leão e Marcelo Tabarelli\*

Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 50670-901, Brasil. \*E-mail: mtrelli@ufpe.br

#### 3.1 INTRODUÇÃO

O mundo está passando por um grande evento de extinção de espécies, que vem sendo acelerado pelas crescentes perturbações derivadas das atividades humanas (MEA 2005; Pimm et al. 1995). Entre as principais perturbações que causam a extinção de espécies nas florestas tropicais estão a destruição do habitat e a sobreexploração (Brook et al. 2008; MEA 2005). Embora estas perturbações pressionem todas as espécies rumo à extinção, grupos filogenéticos que diferem em certos atributos tendem a diferir na vulnerabilidade à extinção (McKinney 1997). Enquanto algumas espécies têm caminhado para a extinção, outras têm ampliado a distribuição (McKinney & Lockwood 1999). Uma questão decorrente importante é como utilizar os atributos das espécies para prever a sensibilidade às perturbações ou o risco de extinção (Brook et al. 2008; Henle et al. 2004). Vários estudos identificaram atributos indicadores do risco de extinção, mas a maior parte deles foi feito com animais (Henle et al. 2004), e relativamente pouco se conhece sobre os atributos das plantas associados ao risco de extinção, sobretudo em florestas tropicais (Stork et al. 2009). Parte das evidências existentes não contribui para gerar um padrão consistente de atributos preditores do risco de extinção em plantas (Murray et al. 2002). Entretanto o conhecimento teórico somado às evidências empíricas vindas de diversos grupos taxonômicos, incluindo animais, sugere que atributos relacionados com tamanho da população, taxa de mortalidade e taxa de crescimento possam estar especialmente relacionados com risco de extinção (Henle et al. 2004; Pimm 1991). Para árvores de floresta tropical, grupo que concentra a maior parte dos estudos com plantas, há certo consenso que tolerância à sombra, taxa de mortalidade, taxa de crescimento da população e

---

<sup>1</sup> Manuscrito planejado para ser submetido à revista *Conservation Biology*. O formato segue de acordo com o da revista (veja guia de formatação no Anexo)

capacidade de dispersão, estejam entre os determinantes da persistência frente às perturbações (Henle et al. 2004).

Em geral, há consistência teórica de que o risco de extinção global esteja fortemente relacionado com o tamanho da distribuição geográfica (Gaston & Blackburn 2000), pois quanto menor a distribuição geográfica, mais provável se torna o desaparecimento simultâneo da espécie em todas as localidades de ocorrência. Embora a pequena distribuição geográfica possa ser uma condição evolutiva na qual a espécie tem adaptações que a permite persistir como rara no longo prazo (Kunin & Gaston 1993), espécies que estão em declínio causado pelas perturbações antrópicas também persistem um tempo com distribuição geográfica restrita antes de serem extintas globalmente (Mace & Kershaw 1997). A redução da distribuição geográfica ocorre por meio de uma série de extinções locais de subpopulações. Atributos como tamanho das subpopulações e taxa de crescimento intrínseco devem ser determinantes do risco de extinção local (Duncan & Young 2000; Fischer & Stöcklin 1997; Henle et al. 2004), pois refletem, respectivamente, a probabilidade de extinção por eventos estocásticos e a capacidade de recuperar o tamanho da população após as perturbações (resiliência da população *sensu* Pimm 1991). A extinção local é precedida por um aumento na mortalidade que causa redução do tamanho da subpopulação. Populações de herbáceas têm maior taxa de mortalidade (Silvertown et al. 1993) e, portanto, tendem a perder mais indivíduos com as perturbações. Caso a população não seja suficientemente resiliente às perturbações, a tendência será a progressiva redução da população até a extinção local. Há, portanto, pelo menos três níveis de resistência à extinção, nos quais os atributos podem exercer sua influência: (1) resistência à extinção global, que está relacionado com o tamanho da distribuição geográfica; (2) resistência à extinção local, que deve ser determinado por atributos relacionados ao tamanho das subpopulações e/ou taxa de crescimento; e (3) resistência à morte, que deve ser determinada por atributos relacionados à taxa de mortalidade.

Já que a resistência à extinção global é fortemente determinada pelo tamanho da distribuição geográfica, com indicadores bem estabelecidos como a extensão de ocorrência e área de ocupação (Gaston & Fuller 2009), nos preocupamos mais com identificação dos atributos de história de vida relacionados com a resistência à extinção local e resistência à morte.

Um forte indicador da resistência a extinção local deve ser a taxa de crescimento relativo potencial, que está relacionada com as condições do habitat (Grime & Hunt 1975) e a forma de

crescimento (Galmés et al. 2005; Grime & Hunt 1975). Habitats com grande estresse ambiental (i.e. elevadas aridez, sombra e/ou deficiência de nutrientes) tendem a abrigar espécies com inerentes baixas taxas de crescimento (Arendt 1997; Grime 1977). A adaptação à tolerância ao estresse condiciona a espécie a crescer lentamente mesmo quando em habitats mais favoráveis ao crescimento, nos quais tende a não ocorrer por causa da exclusão competitiva (Grime 1977). Formas de crescimento adaptadas a microhabitats estressantes, como as epífitas ou rupícolas, possuem um inerente crescimento lento (Benzing 1990; Grime & Hunt 1975). O crescimento de algumas epífitas chega a ser mais lento que o de plântulas de árvores com reconhecido crescimento lento (Laube & Zotz 2003), apesar do menor tamanho e forma herbácea. É possível que esta condição tenda a tornar ervas epífitas um grupo particularmente vulnerável à extinção local.

A floresta Atlântica é um dos cinco hotspots de biodiversidade onde a extinção global de espécies é mais provável (Myers et al. 2000). De acordo com os limites legais (IBGE 2008), que é o mesmo adotado neste trabalho, a floresta Atlântica constitui um complexo de habitats com diversos tipos de vegetação (florestais e não florestais), com grande variação na altitude, influência do mar, precipitação, temperatura e tipo de solo. Ocupa uma área em torno de 1.500.000 km<sup>2</sup>, na qual restam apenas 12% (15.719.337 hectares) da vegetação original, distribuídas em mais de 245 mil fragmentos de habitat, dos quais mais de 80% tem menos de 50 hectares e grande parte é formado por floresta secundária em estágio médio de regeneração (Ribeiro et al. 2009). Ainda assim, são conhecidas mais de 15 mil espécies de plantas na floresta Atlântica, das quais 45% são endêmicas (Stehmann et al. 2009) e, aproximadamente, 10% são consideradas ameaçadas de extinção pelos pesquisadores (Biodiversitas 2005), embora a lista oficial do governo brasileiro reconheça menos espécies ameaçadas. Desde a colonização do Brasil, há cerca de 500 anos, a floresta Atlântica vem sendo intensamente perturbada através dos ciclos de exploração insustentáveis do pau-brasil, cana-de-açúcar, café e pecuária (Cavalcanti 2006). Nos fragmentos remanescentes, as perturbações continuam através das queimadas, corte ilegal de madeira, caça e comércio ilegal de plantas e animais (Galindo-Leal & Câmara 2005). Além disso, o domínio da floresta Atlântica abriga mais de 60% da população brasileira (i.e. mais de 100 milhões de pessoas) e é responsável por quase 70% do PIB do Brasil (Pinto et al. 2006).

Neste artigo, nós compilamos um grande conjunto de informações sobre plantas da floresta Atlântica, tendo como base a lista da flora da floresta Atlântica (Stehmann et al. 2009), que indica o habitat e a forma de crescimento das espécies revisado por cerca de 180

taxonomistas. Compilamos também um grande conjunto de informações de herbários disponibilizados pela rede SpeciesLink ([www.splink.org.br](http://www.splink.org.br)), com os quais calculamos a extensão de ocorrência das espécies (baseado em 124.033 ocorrências das espécies) e obtivemos informações adicionais para classificar as espécies quanto aos atributos. Identificamos as cinco famílias com maiores e menores riscos de extinção no intuito de observar o contraste entre atributos que conferem maior vulnerabilidade e aqueles que conferem maior resistência à extinção. Classificamos 2.842 espécies (*i.e.* 21% das angiospermas da floresta Atlântica), pertencentes a estas dez famílias, quanto a forma de crescimento, habitat, tolerância ao stress, especificidade de habitat e endemismo. Testamos a hipótese de que espécies com atributos associados a menores taxas de crescimento e menores tamanhos possuem maior risco de extinção em ecossistema com grande pressão humana e perturbações freqüentes. Esperamos, portanto, que as formas de crescimento associadas a menores tamanhos (*i.e.* ervas mais que árvores ou arbustos) e (2) formas de crescimento, habitat e estratégia associados a baixas taxas de crescimento, como as formas de crescimento epífitas ou rupícolas, habitats estressantes como os afloramentos rochosos ou restingas, e estratégia tolerante ao stress, tenham maior risco de extinção que as demais angiospermas.

## 3.2 MÉTODOS

### 3.2.1 Identificação das famílias mais (e menos) ameaçadas

Para identificar as famílias de angiospermas (APG-II 2003; Souza & Lorenzi 2005) com maiores diferenças nas proporções de espécies ameaçadas de extinção, primeiramente compilamos a lista da flora brasileira ameaçada de extinção, de acordo com os resultados da revisão feita por 200 especialistas em botânica (Biodiversitas 2005). Compilamos também a lista dos especialistas consultados e suas respectivas especialidades taxonômicas, de acordo com a informação disponibilizada em currículos. Fizemos isso para excluir da análise famílias com possíveis tendências no número de espécies ameaçadas relacionadas ao número de especialistas consultados por família. Foram excluídas, portanto, famílias que não tiveram especialistas consultados e aquelas na qual o número de especialistas foi significativamente diferente da média geral ( $p < 0,10$ ). Por fim, das 208 famílias ocorrentes na Floresta Atlântica, desconsideramos da análise 102 famílias sem especialistas consultados e 16 famílias com número de especialistas diferente do padrão geral. Restaram 90 famílias, que representam 6.942 espécies (51% das angiospermas da floresta Atlântica) e 446 espécies ameaçadas. Entre as 90 famílias restantes selecionamos as cinco famílias com maiores e cinco com menores proporções de espécies ameaçadas na floresta Atlântica relativo à proporção esperada pela acaso.

Esperamos que nestas 10 famílias selecionadas (Tabela 1) estejam contidos os atributos das espécies que conferem maior vulnerabilidade e maior resistência à extinção.

### 3.2.2 Atributos das espécies

Em seguida, montamos um banco de dados com todas as 2.924 espécies que ocorrem na floresta Atlântica e pertencem às 10 famílias selecionadas (sensu Stehmann et al. 2009), para classificá-las pelos seus atributos. No total, conseguimos classificar 2.842 espécies (Tabela 2) quanto à forma de crescimento, habitat, estratégia, especificidade de habitat e endemismo. Estas espécies representam 21% do total de angiospermas conhecidas para a floresta Atlântica (Stehmann et al. 2009). Distinguimos nove categorias de forma de crescimento: erva rupícola, erva epífita, erva terrícola perene, erva terrícola anual, subarbusto, arbusto, arvoreta, árvore, liana/trepadeira. Esta classificação foi privilegiada por ser de fácil reconhecimento, consistente entre as fontes de informação e estarem relacionadas com a resposta funcional das plantas (Diaz & Cabido 1997; McIntyre et al. 1995). Esperamos que uma parte relevante da sensibilidade das espécies às perturbações e, conseqüentemente, da vulnerabilidade à extinção estejam relacionadas com a forma de crescimento. Distinguimos seis categorias de habitat (Fig. 1), de acordo com a distribuição das espécies: afloramentos rochosos, formações campestres, florestas estacionais, florestas ombrófilas, restingas ou diversos habitats. Espécies com ocorrência em mais de uma categoria de habitat foram classificadas como “diversos habitats”. Esperamos que esta forma de classificar nos permita fazer inferências sobre a especialização, ou não, das espécies a determinadas condições ambientais. Para checar o efeito da especialização de habitat *per se*, classificamos as espécies em duas categorias: especializada (restrita a uma categoria de habitat) e não especializada (ocorre em mais de uma categoria de habitat). Distinguimos duas categorias de endemismo: endêmica, quando a espécie era restrita à floresta Atlântica; e não endêmica, quando a espécie ocorria também fora dos limites da floresta Atlântica. Esperamos que as fontes de informações para estas classificações sejam bastante confiáveis, pois passaram pela revisão de cerca de 180 taxonomistas (Stehmann et al. 2009). A forma de crescimento pode ser encontrada em <http://sagui.icb.ufmg.br/bot/mataatlantica/>.

Distinguimos duas categorias de estratégia, baseado em Grime (1977): tolerantes ao estresse e não tolerantes ao stress. Classificamos como tolerantes ao estresse as espécies com formas de crescimento ou restrição a habitats que sugerem adaptação ao estresse (Arendt 1997; Benzing 1990; Grime 1977), como: epífitas, espécies de floresta tolerantes à sombra, espécies restritas aos afloramentos rochosos ou restingas. As espécies que não tinham estas

características, classificamos como não tolerantes ao stress. Outras fontes de informações complementares foram utilizadas, sobretudo, para o preenchimento da estratégia e forma de crescimento, como: observações de fichas de herbários (SpeciesLink, [slink.cria.org.br](http://slink.cria.org.br)), World Checklist of Selected Plant Families (<http://apps.kew.org/wcsp/home.do>) e Giulletti et al. (2009).

### 3.2.3 Risco de extinção

Para medir o risco de extinção nos baseamos na lista da flora brasileira ameaçada de extinção elaborada pela comunidade científica (Biodiversitas 2005), na qual 1.542 espécies estão ameaçadas de extinção. Agrupamos na categoria de risco “ameaçada”, as espécies originalmente classificadas como: extintas, extintas na natureza, criticamente ameaçadas, em perigo ou vulneráveis. Todas as outras espécies foram consideradas não ameaçadas. Desta forma, 238 espécies (8,4% do total de 2.842) foram classificadas como ameaçadas.

### 3.2.4 Raridade

Medimos a raridade das espécies para verificar a consistência da associação dos atributos de história de vida com o risco de extinção. A medida foi baseada no limiar de raridade adotado pela IUCN como crítico para ser considerada ameaçada de extinção (IUCN 2001). Para isso, montamos um banco de dados com 124.033 registros de ocorrência de 2.392 espécies, as quais georeferenciamos com base no município de ocorrência. Todos os registros são provenientes de herbários (48 herbários no total), obtidos através da rede SpeciesLink. Em seguida calculamos a extensão de ocorrência para cada espécie, pelo método do polígono mínimo convexo através da extensão CAT (*Conservation Assessment Tools*) no ArcView 3.1 (Moat 2007). Classificamos como “rara” as espécies com extensão de ocorrência menor que 20.000 km<sup>2</sup>, de acordo com o critério para inclusão de espécies nas listas vermelhas (veja critério B1 em IUCN 2001; Biodiversitas 2005). A extensão de ocorrência tem uma forte relação com o risco de extinção, e é o critério mais utilizado para inclusão de espécies na lista vermelha da IUCN (Gaston & Fuller 2009).

### 3.2.5 Análise dos dados

Para identificar as famílias mais e menos ameaçadas, verificamos a associação de cada uma das 90 famílias avaliadas quanto ao risco de extinção através do teste qui-quadrado de Pearson com correção de Yates. Entre as dez famílias selecionadas por terem maiores e menores riscos de extinção de espécies, executamos o mesmo teste qui-quadrado para verificar força da relação

entre cada atributo da espécie e o risco de extinção. Em seguida testamos a significância de diversos modelos, com diferentes combinações de atributos, que buscam prever o risco de extinção, através da análise log-linear para tabelas de contingência *multi-way* no programa STATISTICA 7.0 (StatSoft 2004). Para detalhar a relação entre os atributos das espécies e o risco de extinção, executamos a análise *decision tree*, como recomendado por Sullivan et al. (2006), com o método QUEST aplicado pelo programa SPSS AnswerTree 3.0. Nesta análise as espécies são subdivididas em grupos cada vez menores e com características determinadas, sempre que há relação significativa entre variáveis preditoras (atributos) e variável dependente (risco de extinção). Cada subgrupo, portanto, tem características de atributos determinadas e poderes distintos para prever o risco de extinção. O procedimento de validação cruzada (*cross-validation*) foi aplicado por 10 vezes, o que ajuda a selecionar a árvore ótima (Jones et al. 2006). O custo de erro de classificação foi igual para todas as categorias. Avaliações sobre a utilização do *decision tree* na predição do risco de extinção podem ser encontradas em Sullivan et al. (2006), Jones et al. (2006) e Bielby et al. (2010).

### 3.3 RESULTADOS

#### 3.3.1 Taxonomia e risco de extinção

O risco de extinção não está aleatoriamente distribuído entre as famílias de plantas. Dentre as 90 famílias (*i.e.* 6.942 spp. / 1.542 ameaçadas) que analisamos 25 tinham proporção de espécies ameaçadas diferentes ( $p < 0,05$ ) do esperado pela média do conjunto, sendo 17 famílias (1.758 spp. / 302 ameaçadas) com mais espécies ameaçadas que o esperado, 8 famílias (2.292 spp. / 26 ameaçadas) com menos espécies ameaçadas (Tabela 1). Houve um grande contraste entre as famílias mais ameaçadas e aquelas menos ameaçadas. A proporção de espécies ameaçadas em Bromeliaceae (16%), que foi a família com maior risco de extinção de espécies, foi 10 vezes maior que em Fabaceae (1,3%; família com menor risco).

### 3.3.2 Atributos e risco de extinção

Considerando somente as espécies das cinco famílias mais ameaçadas e cinco menos ameaçadas, verificamos que todos os atributos que consideramos estão relacionados com o risco de extinção da espécie (Tabela 3). Embora estas dez famílias representem apenas uma fração da diversidade filogenética das angiospermas na floresta Atlântica, considerando somente elas tornamos mais evidente o contraste entre atributos que conferem vulnerabilidade à extinção e aqueles que conferem resistência à extinção. O número de espécies que avaliamos nestas famílias, no entanto, é razoavelmente representativo das angiospermas da floresta Atlântica (2.842 espécies, 21% do total).

A forma de crescimento foi o atributo de história de vida mais relacionado com o risco de extinção das espécies ( $\chi^2 = 121$ , g.l. = 8,  $p < 10^{-9}$ ). Para se ter uma idéia, a forma de crescimento esteve mais relacionada com o risco de extinção que endemismo ( $\chi^2 = 94$ , g.l. = 1,  $p < 10^{-9}$ ) e especificidade de habitat ( $\chi^2 = 19$ , g.l. = 1,  $p < 10^{-4}$ ), e somente um pouco menos que extensão de ocorrência ( $\chi^2 = 126$ , g.l. = 1,  $p < 10^{-9}$ ), que são todos reconhecidamente bons preditores do risco de extinção (Gaston 1994; Henle et al. 2004). Esperávamos que a relação com o risco de extinção fosse em geral muito maior entre as medidas de raridade que entre os atributos de história de vida, mas as diferenças que encontramos não foram tão grandes. Embora a extensão de ocorrência tenha sido a variável singular mais importante em predizer o risco de extinção da espécie, há uma parte significativa da variação não incorporada por ela que está associada aos atributos de história de vida (Tabela 4). Isso sugere que o mecanismo pelo qual os atributos interferem no risco de extinção vão além daqueles relacionados com a raridade. Dois modelos que combinam variáveis para predizer o risco de extinção se destacaram pelo alto poder de predição. O melhor modelo foi o que incluiu simultaneamente extensão de ocorrência, forma de crescimento e habitat (Tabela 4). A retirada de qualquer um dos três fatores reduziu sensivelmente o desempenho do modelo. Interessante é que o modelo que incluiu apenas forma de crescimento e estratégia teve um desempenho similar ao melhor modelo e foi capaz de predizer o risco de extinção melhor que todos os modelos que incluíram extensão de ocorrência e um atributo de história de vida. Isso é um indicativo de que a interação entre forma de crescimento e estratégia tem uma destacada importância em predizer o risco de extinção.

Realizamos a análise *decision tree* para identificar como os atributos estão relacionados com o risco de extinção nos dois modelos com melhores desempenhos apontados na Tabela 4. Com isso, foi possível identificar alguns grupos de angiospermas com diferenças significativas

nas proporções de espécies ameaçadas (Fig. 2). O grupo mais ameaçado foi o das ervas rupícolas, das quais 24% (26 / 108 spp.) foram consideradas ameaçadas de extinção. Em seguida vem o grupo das ervas epífitas, com 18% ameaçadas (83/ 459 spp.). As espécies tolerantes ao estresse estiveram consistentemente mais ameaçadas (159 / 1098 spp., 15% ameaçadas) que as não tolerantes ao estresse (79 / 1744 spp., 5% ameaçadas). Entre os habitats, as espécies restritas a afloramentos rochosos (28 / 129 spp., 22% ameaçadas) ou restingas (22 / 102 spp., 22% ameaçadas) foram as mais ameaçadas. As espécies restritas às florestas ombrófilas (90 / 871 spp., 10% ameaçadas) ou florestas estacionais (15 / 176 spp., 9% ameaçadas) estiveram mais ameaçadas que as espécies restritas às formações campestres (24 / 502 spp., 5% ameaçadas) e as que ocorrem em mais de um habitat (59 / 1062 spp., 6% ameaçadas).

### 3.3.3 Atributos e raridade

Verificamos a consistência deste padrão utilizando uma medida de risco baseada na extensão de ocorrência das espécies (i.e. raridade). Neste caso, consideramos como ameaçadas aquelas espécies com extensão de ocorrência menor que o valor crítico (20.000 km<sup>2</sup>) adotado pela IUCN para inclusão da espécie na lista vermelha. De forma consistente, forma de vida ( $\chi^2 = 220$ , g.l. = 8,  $p < 10^{-9}$ ), estratégia ( $\chi^2 = 144$ , g.l. = 1,  $p < 10^{-9}$ ) e habitat ( $\chi^2 = 305$ , g.l. = 5,  $p < 10^{-9}$ ) estiveram fortemente relacionados com a extensão de ocorrência. Entretanto, o habitat passou a ser o atributo mais importante e foram formados mais grupos com raridades distintas (Fig. 3). Os grupos de habitats com maiores proporção de espécies raras (i.e. menor extensão de ocorrência) foram os seguintes, em ordem decrescente: (1) afloramentos rochosos (72 / 93 spp. 77% ameaçadas) e florestas ombrófilas (415 / 693 spp., 60%); (2) formações campestres (184 / 400 spp., 46%), restingas (40 / 89 spp., 45%) e florestas estacionais (51 / 136 spp., 38%); e (3) diversos habitats (216 / 981 spp., 22%). Em cada habitat foi possível distinguir novos grupos de espécies com diferenças na raridade e forma de crescimento. Mesmo em diferentes habitats, foram mais raras, em ordem decrescente: (1) ervas rupícolas (58 / 80 spp., 73%) e ervas epífitas (278 / 423 spp., 66%); (2) ervas terrícolas perenes (238 / 570 spp., 42%) e arbustos (172 / 464 spp., 37%); (3) árvores (127 / 418 spp., 30%); (4) lianas/trepadeiras (59 / 222 spp., 27%) e arvoretas (27 / 102 spp., 26%); e (5) subarbustos (19 / 92 spp., 21%) e ervas anuais (0 / 21 spp.; veja Fig. 3 para detalhes). Esse resultado mostra consistência na relação entre forma de crescimento, risco de extinção e raridade. É interessante observar o grau de vulnerabilidade indicado pelas proporções de espécies raras. Por exemplo, 73% das ervas rupícolas e 66% das ervas epífitas tiveram extensão de ocorrência menor que o valor crítico adotado como critério

para inclusão de uma espécie na lista de ameaçadas de extinção, no entanto somente 24% e 18%, respectivamente, foram consideradas ameaçadas pelos especialistas. Isso sugere que o número de espécies ameaçadas pode estar subestimado.

### 3.4 DISCUSSÃO

#### 3.4.1 Taxonomia e risco de extinção

O risco de extinção não está aleatoriamente distribuído entre as famílias de plantas. Há famílias nas quais as espécies correm maior risco de extinção que outras. As famílias Bromeliaceae, Malpighiaceae, Amaryllidaceae, Annonaceae e Cactaceae foram as cinco famílias com maior risco de extinção de espécies. É possível que possa haver algumas alterações na ordem das famílias mais (ou menos) ameaçadas à medida que as espécies insuficientemente conhecidas passem a ser classificadas quanto ao risco de extinção.

É esperado que determinadas famílias concentrem mais espécies ameaçadas que outras, porque a ocorrência dos atributos funcionais está fortemente relacionada com a filogenia (Diaz & Cabido 1997). Conseqüentemente, os atributos que conferem maior vulnerabilidade à extinção tendem a estar agrupados em determinadas taxa (Duncan & Young 2000; McKinney 1997), embora isso nem sempre ocorra (Fréville et al. 2007). Por exemplo, tipos funcionais representados pelas formas de crescimento epífita, rupícola e/ou suculenta, que apresentam metabolismo CAM e crescimento lento, estão muito associados às famílias Bromeliaceae e Cactaceae (Diaz & Cabido 1997). Essa tendência filogenética não nos impede, no entanto, de fazer interpretações acerca da relação entre os atributos funcionais e o risco de extinção, visto que a implicação funcional do atributo não é excluída pela associação filogenética (Westoby et al. 1995).

#### 3.4.2 Formas de crescimento e risco de extinção

Ervas epífitas e ervas rupícolas foram, de forma consistente, as formas de crescimento mais raras e mais ameaçadas, mesmo quando em habitats diferentes. Em geral, as ervas foram mais raras e ameaçadas que as plantas lenhosas, exceto pelas ervas anuais, que estiveram no grupo das menos ameaçadas e mais comuns. Vários estudos encontraram relação entre forma de crescimento e risco de extinção e/ou raridade, mas tem sido difícil encontrar um padrão consistente entre diferentes regiões (Murray et al. 2002). Importantes evidências têm mostrado serem mais vulneráveis à extinção as espécies com menor altura (Duncan & Young 2000; Kolb

& Diekmann 2005), herbáceas não gramíneas (Wiegmann & Waller 2006) e epífitas (Sodhi et al. 2008; Turner et al. 1994).

Num cenário onde os distúrbios ambientais são freqüentes e amplamente disperso, como na floresta Atlântica (Galindo-Leal & Câmara 2005), espécies com baixa taxa de crescimento da população (i.e. baixa resiliência) devem ser mais ameaçadas de extinção que espécies com populações mais resilientes (Pimm 1991). Este mecanismo pode estar explicando o alto risco de extinção das epífitas (Barthlott et al. 2001), já que elas possuem inerentes baixas taxa de crescimento e baixas taxas de colonização (Benzing 1990; Schmidt & Zotz 2002). Na floresta Atlântica, a maior parte do habitat remanescente para as epífitas são fragmentos muito pequenos (<50 ha) de floresta secundária (Ribeiro et al. 2009) que tendem a ser dominados por árvores pioneiras, e ter estrutura deficiente de árvores emergentes (Oliveira et al. 2004; Tabarelli et al. 1999). Neste cenário, as árvores que servem de substrato para as epífitas têm, em geral, uma maior dinâmica de renovação, com espécies de vida mais curta e maior freqüência de tombamento e quebra de galhos de árvores. Muitas epífitas, no entanto, precisam de décadas para completar seu ciclo de vida (Schmidt & Zotz 2002), e o hiper-dinamismo dos distúrbios tende a aumentar a taxa de extinção das epífitas (Snäll et al. 2005). As ervas rupícolas, bem como outras plantas especializadas em afloramentos rochosos, também tendem a possuir inerente baixa taxa de crescimento (Grime & Hunt 1975) e devem estar experimentando aumentos na taxa de extinção decorrentes do aumento na freqüência de distúrbios como fogo, pastagem, invasões biológicas, mineração e coleta excessiva de plantas para comércio (Jacobi et al. 2007; Meirelles et al. 1999).

### 3.4.3 Habitats e risco de extinção

Os afloramentos rochosos, seguido das restingas e florestas ombrófilas foram os habitats com maior risco de extinção de espécies. A proporção de espécies ameaçadas nos afloramentos rochosos ou restingas foi cinco vezes maior que nas formações campestres. Outros estudos também encontraram diferenças no risco de extinção entre habitats (Duncan & Young 2000; Sodhi et al. 2008; Turner et al. 1994) e, em geral, atribuíram a tendência observada às diferenças na perda de área entre os habitats. Embora a perda de habitat deva ser a principal causa de extinção, acreditamos que as condições ambientais do habitat tenham uma significativa relevância para explicar as diferenças no risco de extinção. Habitats com marcante estresse ambiental, como o estresse hídrico nos afloramentos rochosos (Porembski & Barthlott 2000), nas restingas (Zamith & Scarano 2006) e nos microhabitats ocupados pelas epífitas nas florestas

ombrófilas (Benzing 1990), tendem a ser ocupados por espécies com baixas taxas de crescimento relativo (Arendt 1997; Grime & Hunt 1975), o que implica em baixa velocidade com as populações se recuperam após o distúrbio. Como os distúrbios dificilmente cessam em habitats com elevada pressão antrópica como a floresta Atlântica, comunidades menos resilientes tendem a perder mais espécies (Pimm 1991).

Vale destacar que houve uma relevante incongruência entre a proporção de espécies ameaçadas e a proporção de espécies raras nas formações campestres. Essa incongruência pode ser uma consequência da (1) maior resistência à extinção das espécies das formações campestres, ou (2) uma avaliação subestimada do risco de extinção nas formações campestres. A primeira das alternativas parece razoável, visto que uma característica diferencial das formações campestres é a interação positiva da comunidade de plantas com os distúrbios (até certo limite; Overbeck et al. 2007), sugerindo grande resiliência às perturbações antrópicas.

#### 3.4.4 Estratégias e risco de extinção

As espécies com alta tolerância ao stress foram mais ameaçadas que as espécies com baixa tolerância (i.e. competidoras e ruderais *sensu* Grime 1977). Este resultado corrobora a hipótese de que as espécies com crescimento lento possuem maior risco de extinção. As espécies tolerantes ao estresse possuem um inerente crescimento lento (Grime 1977) e, portanto, devem ter populações pouco resilientes. A tolerância ao estresse é uma estratégia que busca maximizar a eficiência no uso dos recursos para garantir maior sobrevivência em habitats onde o recurso é escasso (Arendt 1997; Grime 1977). Por causa do trade-off entre eficiência no uso de recursos e taxa de crescimento, as tolerantes ao estresse tem inerentes baixas taxas de crescimento relativo (Arendt 1997).

Classificar as espécies quanto à estratégia (*sensu* Grime 1997) não é uma tarefa fácil nem objetiva (Westoby 1998). Nossa classificação foi feita com base nas formas de crescimento ou restrição a habitats que sugerem adaptação ao stress. Embora seja provável que haja algumas espécies mal classificadas, esperamos que a maioria das espécies esteja corretamente classificada. Consideramos como tolerante ao stress apenas as espécies restritas a habitats ou microhabitats estressante. Quando a espécie ocorria em qualquer habitat pouco estressante classificamos como não tolerantes ao stress. As estratégias secundárias (Grime 1977) que envolvem adaptações a níveis intermediários de competição, stress e distúrbio tendem a estar classificadas como não tolerantes ao stress.

### 3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Outros atributos que não incluímos neste estudo devem estar relacionados com o risco de extinção nas angiospermas, sobretudo aqueles relacionados com a capacidade de dispersão (Duncan & Young 2000), a dependência de animais específicos para dispersão e polinização (Bond 1994; Sodhi et al. 2008) e outros atributos relacionados com a habilidade competitiva e sensibilidade ao distúrbio (Henle et al. 2004). Em árvores da floresta Atlântica, por exemplo, ter grande semente e ser disperso por animais é indicativo de alto risco de extinção (Silva & Tabarelli 2000). É provável, no entanto, que estas características sejam indicadores menos importantes quando considerado todas as angiospermas, visto que grupos com alta vulnerabilidade como as epífitas tendem a ter sementes muito pequenas e serem dispersas pelo vento (Benzing 1990). A adição de outros atributos, além destes que testamos, pode gerar um modelo ainda mais forte na predição do risco de extinção. O que fizemos é apenas um passo no caminho para elucidar os atributos indicadores do risco de extinção.

Em animais, há um balanço entre espécies que possuem grande tamanho e crescimento lento com aquelas que possuem pequeno tamanho e crescimento rápido, de forma que ambas possuem tanto características que conferem vulnerabilidade quanto resistência à extinção (Pimm 1991). Nas famílias mais ameaçadas, que são principalmente ervas tolerantes ao stress, parece haver a combinação da baixa resistência do indivíduo à morte, típica das espécies herbáceas ou com pequeno tamanho, com a baixa taxa de crescimento da população, típica das espécies lenhosas com grande tamanho. Esta reunião improvável de características pode ser parte do motivo que faz com que as plantas epífitas, rupícolas ou restritas às restingas sejam as angiospermas com maior vulnerabilidade à extinção na floresta Atlântica.

Este trabalho mostra que família taxonômica, forma de vida, habitat e estratégia da planta estão relacionados com o risco de extinção de espécies na floresta Atlântica. Nossos resultados fornecem uma base empírica para diferenciar o grau de vulnerabilidade entre grupos de angiospermas da floresta Atlântica com base em atributos gerais de ampla utilização e fácil reconhecimento. As famílias Bromeliaceae, Malpighiaceae, Amaryllidaceae, Annonaceae e Cactaceae parecem agrupar mais espécies ameaçadas que as demais famílias. Ervas epífitas, ervas rupícolas, plantas restritas a afloramentos rochosos ou restingas, e plantas tolerantes ao estresse parecem ser mais raras e mais ameaçadas de extinção que as demais espécies. As ervas tolerantes ao stress parecem reunir de forma simples as características associadas a uma maior vulnerabilidade à extinção na floresta Atlântica. Uma possível causa destas extinções

tendenciosas pode estar no sinergismo entre a alta probabilidade de morte das ervas com a baixa capacidade de recuperação da população das tolerantes ao stress, somado ao aumento na frequência das perturbações antrópicas sobre os habitats, inclusive o hiper-dinamismo associado às florestas secundárias, florestas em regeneração e bordas de fragmento. Esperamos que existam muito mais espécies ameaçadas do que o reconhecido pelos especialistas na lista vermelha. Estes achados podem ser úteis para melhor planejar as ações de conservação da biodiversidade na floresta Atlântica.

### 3.6 LITERATURA CITADA

- APG-II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society* **141**:399-436.
- Arendt, J. 1997. Adaptive intrinsic growth rates: An integration across taxa. *Quarterly Review of Biology* **72**:149-177.
- Barthlott, W., V. Schmit-Neuerburg, J. Nieder, and S. Engwald. 2001. Diversity and abundance of vascular epiphytes: a comparison of secondary vegetation and primary montane rain forest in the Venezuelan Andes. *Plant Ecology* **152**:145-156.
- Benzing, D. 1990. *Vascular epiphytes*. Cambridge University Press, New York.
- Bielby, J., M. Cardillo, N. Cooper, and A. Purvis. 2010. Modelling extinction risk in multispecies data sets: phylogenetically independent contrasts versus decision trees. *Biodiversity and Conservation* **19**:113-127.
- Biodiversitas, F. 2005. Lista da flora brasileira ameaçada de extinção. Disponível em <http://www.biodiversitas.org.br/floraBr/>.
- Bond, W. J. 1994. Do Mutualisms Matter? Assessing the Impact of Pollinator and Disperser Disruption on Plant Extinction. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* **344**:83-90.
- Brook, B. W., N. S. Sodhi, and C. J. A. Bradshaw. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution* **23**:453-460.
- Cavalcanti, C. 2006. Oplência Vegetal, Cobiça Insaciável e a Entronização da Entropia: Uma Visão da História Socioambiental da Mata Atlântica in J. A. d. S. Filho, and E. M. C. Leme, editors. *Fragmentos de Mata Atlântica do Nordeste - Biodiversidade, Conservação e suas Bromélias*.
- Diaz, S., and M. Cabido. 1997. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science* **8**:463-474.

- Duncan, R. P., and J. R. Young. 2000. Determinants of Plant Extinction and Rarity 145 Years after European Settlement of Auckland, New Zealand. *Ecology* **81**:3048-3061.
- Fischer, M., and J. Stöcklin. 1997. Local Extinctions of Plants in Remnants of Extensively Used Calcareous Grasslands 1950 –1985. *Conservation biology* **11**:727-737.
- Fréville, H., K. McConway, M. Dodd, and J. Silvertown. 2007. Prediction of Extinction in Plants: Interaction of Extrinsic Threats and Life History Traits. *Ecology* **88**:2662-2672.
- Galindo-Leal, C., and I. d. G. Câmara. 2005. *Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese in* C. Galindo-Leal, and I. d. G. Câmara, editors. *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional, Belo Horizonte.
- Galmés, J., J. Cifre, H. Medrano, and J. Flexas. 2005. Modulation of relative growth rate and its components by water stress in Mediterranean species with different growth forms. *Oecologia* **145**:21-31.
- Gaston, K. J. 1994. *Rarity*. Springer, London.
- Gaston, K. J., and T. M. Blackburn 2000. *Pattern and process in macroecology*. Blackwell Science, Cambridge.
- Gaston, K. J., and R. A. Fuller. 2009. The sizes of species' geographic ranges. *Journal of Applied Ecology* **46**:1-9.
- Giulietti, A. M., A. Rapini, M. J. G. d. Andrade, L. P. d. Queiroz, and J. M. C. d. Silva 2009. *Plantas raras do Brasil*. Conservação Internacional, Belo Horizonte.
- Grime, J. P. 1977. Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory *The American Naturalist* **111**:1169-1194.
- Grime, J. P., and R. Hunt. 1975. Relative Growth-Rate: Its Range and Adaptive Significance in a Local Flora. *Journal of Ecology* **63**:393-422.
- Henle, K., K. F. Davies, M. Kleyer, C. Margules, and J. Settele. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* **13**:207-251.
- IBGE. 2008. *Mapa da área de aplicação da Lei nº 11.428 de 2006*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- IUCN 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Jacobi, C., F. do Carmo, R. Vincent, and J. Stehmann. 2007. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodiversity and Conservation* **16**:2185-2200.

- Jones, M., A. Fielding, and M. Sullivan. 2006. Analysing Extinction Risk in Parrots using Decision Trees. *Biodiversity and Conservation* **15**:1993-2007.
- Kolb, A., and M. Diekmann. 2005. Effects of Life-History Traits on Responses of Plant Species to Forest Fragmentation. *Conservation Biology* **19**:929-938.
- Kunin, W. E., and K. J. Gaston. 1993. The biology of rarity: Patterns, causes and consequences. *Trends in Ecology & Evolution* **8**:298-301.
- Laube, S., and G. Zotz. 2003. Which abiotic factors limit vegetative growth in a vascular epiphyte? *Functional Ecology* **17**:598-604.
- Mace, G., and M. Kershaw. 1997. Extinction risk and rarity on a ecological timescale. Page 280 in W. E. Kunin, and K. J. Gaston, editors. *The biology of rarity: causes and consequences of rare-common differences*. Springer.
- McIntyre, S., S. Lavorel, and R. M. Tremont. 1995. Plant Life-History Attributes: Their Relationship to Disturbance Response in Herbaceous Vegetation. *Journal of Ecology* **83**:31-44.
- McKinney, M. L. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. *Annual review of ecology and systematics* **28**:495-516.
- McKinney, M. L., and J. L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* **14**:450-453.
- MEA, M. E. A. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. in W. R. Institute, editor, Washington, DC.
- Meirelles, S. T., V. R. Pivello, and C. A. Joly. 1999. The vegetation of granite rock outcrops in Rio de Janeiro, Brazil, and the need for its protection. *Environmental Conservation* **26**:10-20.
- Moat, J. 2007. Conservation assessment tools extension for ArcView 3.x, version 1.2 in G. Unit, editor. Royal Botanic Gardens, Kew, Available at: <http://www.rbgkew.org.uk/gis/cats>
- Murray, B. R., P. H. Thrall, and A. B. Nicotra. 2002. How plant life-history and ecological traits relate to species rarity and commonness at varying spatial scales. *Austral Ecology* **27**.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. d. Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**.
- Oliveira, M. A., A. S. Grillo, and M. Tabarelli. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* **38**.

- Overbeck, G. E., S. C. Müller, A. Fidelis, J. Pfadenhauer, V. D. Pillar, C. C. Blanco, I. I. Boldrini, R. Both, and E. D. Forneck. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **9**:101-116.
- Pimm, S. L. 1991. *The balance of nature?: ecological issues in the conservation of species and communities*. The University of Chicago Press, Londres.
- Pimm, S. L., G. J. Russell, J. L. Gittleman, and T. M. Brooks. 1995. The Future of Biodiversity. *Science* **269**:347-350.
- Pinto, L. P., L. Bedê, A. Paese, M. Fonseca, A. Paglia, and I. Lamas. 2006. Mata Atlântica Brasileira: Os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um Hotspot Mundial. Page 582 in C. F. D. Rocha, H. G. Bergallo, M. V. Sluys, and M. A. S. Alves, editors. *Biologia da conservação: essências*. RiMa, São Carlos.
- Porembski, S., and W. Barthlott. 2000. Granitic and gneissic outcrops (inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. *Plant Ecology* **151**:19-28.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, and M. M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**:1141-1153.
- Schmidt, G., and G. Zotz. 2002. Inherently slow growth in two Caribbean epiphytic species: A demographic approach. *Journal of Vegetation Science* **13**:527-534.
- Silva, J. M. C. d., and M. Tabarelli. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* **404**.
- Silvertown, J., M. Franco, I. Pisanty, and A. Mendoza. 1993. Comparative Plant Demography-Relative Importance of Life-Cycle Components to the Finite Rate of Increase in Woody and Herbaceous Perennials. *Journal of Ecology* **81**:465-476.
- Snäll, T., J. Pennanen, L. Kivistö, and I. Hanski. 2005. Modelling epiphyte metapopulation dynamics in a dynamic forest landscape. *Oikos* **109**:209-222.
- Sodhi, N. S., L. P. Koh, K. S.-H. Peh, H. T. W. Tan, R. L. Chazdon, R. T. Corlett, T. M. Lee, R. K. Colwell, B. W. Brook, C. H. Sekercioglu, and C. J. A. Bradshaw. 2008. Correlates of extinction proneness in tropical angiosperms. *Diversity and Distributions* **14**:1-10.
- Souza, V. C., and H. Lorenzi 2005. *Botânica sistemática: um guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II*. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- Stehmann, J. R., R. C. Forzza, M. S. Alexandre Salino, D. P. d. Costa, and L. H. Y. Kamino 2009. *Plantas da Floresta Atlântica*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

- Stork, N. E., J. A. Coddington, R. K. Colwell, R. L. Chazdon, C. W. Dick, C. A. Peres, S. Sloan, and K. Willis. 2009. Vulnerability and Resilience of Tropical Forest Species to Land-Use Change. *Conservation biology* **23**:1438-1447.
- Sullivan, M., M. Jones, D. Lee, S. Marsden, A. Fielding, and E. Young. 2006. A Comparison of Predictive Methods in Extinction Risk Studies: Contrasts and Decision Trees. *Biodiversity and Conservation* **15**:1977-1991.
- Tabarelli, M., W. Mantovani, and C. A. Peres. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* **91**:119-127.
- Turner, I. M., H. T. W. Tan, Y. C. Wee, A. B. Ibrahim, P. T. Chew, and R. T. Corlett. 1994. A Study of Plant Species Extinction in Singapore: Lessons for the Conservation of Tropical Biodiversity. *Conservation Biology* **8**:705-712.
- Westoby, M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil* **199**:213-227.
- Westoby, M., M. R. Leishman, and J. M. Lord. 1995. On Misinterpreting the 'Phylogenetic Correction'. *Journal of Ecology* **83**:531-534.
- Wiegmann, S. M., and D. M. Waller. 2006. Fifty years of change in northern upland forest understories: Identity and traits of "winner" and "loser" plant species. *Biological Conservation* **129**:109-123.
- Zamith, L. R., and F. R. Scarano. 2006. Restoration of a Restinga Sandy Coastal Plain in Brazil: Survival and Growth of Planted Woody Species. *Restoration Ecology* **14**:87-94.

### 3.7 TABELAS

Tabela 1. Famílias de angiospermas da floresta Atlântica com diferenças significativas na proporção de espécies ameaçadas observadas em relação ao esperado pelo acaso. Ficaram de fora desta análise 118 famílias com esforço de avaliação diferente da média geral.

Famílias	Spp. Fl.At.	Obs.	Esp.	Chi-sq	P
<i>Alto risco</i>					
Bromeliaceae*	816	134	38.9	166.65	0,0000
Malpighiaceae*	154	33	7.3	70.38	0,0000
Amaryllidaceae*	40	14	1.9	55.63	0,0000
Annonaceae*	86	17	4.1	33.04	0,0000
Cactaceae*	89	18	4.2	31.27	0,0000
Burseraceae	17	6	0.8	24.33	0,0000
Combretaceae	28	7	1.3	19.03	0,0000
Alstroemeriaceae	24	6	1.1	16.33	0,0001
Erythroxylaceae	53	9	2.5	13.98	0,0002
Lauraceae	142	17	6.7	13.45	0,0002
Monimiaceae	37	7	1.7	12.93	0,0003
Commelinaceae	18	4	0.8	9.35	0,0022
Lecythidaceae	19	4	0.9	8.68	0,0032
Scrophulariaceae	12	3	0.5	8.2	0,0042
Amaranthaceae	22	4	1.0	6.98	0,0082
Bignoniaceae	199	18	9.4	6.81	0,0091
Gunneraceae	2	1	0.1	5.71	0,0169
<i>Baixo risco</i>					
Fabaceae*	945	13	45.1	22.02	0,0000
Lamiaceae*	236	1	11.3	9.28	0,0023
Eriocaulaceae*	169	0	8.1	8.06	0,0045
Malvaceae*	284	4	13.5	6.59	0,0103
Polygalaceae*	105	0	5.0	5.01	0,0253
Convolvulaceae	136	1	6.5	4.6	0,032
Verbenaceae	94	0	4.5	4.48	0,0343
Apocynaceae	323	7	15.4	4.44	0,0352

\*Famílias selecionadas para investigar a relação dos atributos com o risco de extinção

Tabela 2. Distribuição das espécies das 10 famílias selecionadas de acordo com atributo de história de vida e categorias de risco ou raridade.

Atributos	Grupo de famílias <sup>a</sup>		Risco de extinção		Raridade	
	Alto risco (%)	Baixo risco (%)	Ameaçada (%)	Não ameaçada (%)	Rara (%)	Não rara (%)
<i>Forma de crescimento</i>						
arbusto	49 (8.6)	519 (91.4)	27 (4.8)	541 (95.2)	172 (37.1)	292 (62.9)
árvore	78 (16.5)	395 (83.5)	25 (5.3)	448 (94.7)	127 (30.4)	291 (69.6)
arvoreta	26 (23.4)	85 (76.6)	6 (5.4)	105 (94.6)	27 (26.5)	75 (73.5)
erva anual	0 (0)	21 (100)	0 (0)	21 (100)	0 (0)	21 (100)
erva epífita	458 (99.8)	1 (0.2)	83 (18.1)	376 (81.9)	278 (65.7)	145 (34.3)
erva perene	324 (43.1)	428 (56.9)	53 (7)	699 (93)	238 (41.8)	332 (58.2)
erva rupícola	97 (89.8)	11 (10.2)	26 (24.1)	82 (75.9)	58 (72.5)	22 (27.5)
liana	114 (45.6)	136 (54.4)	18 (7.2)	232 (92.8)	59 (26.6)	163 (73.4)
subarbusto	5 (5)	95 (95)	0 (0)	100 (100)	19 (20.7)	73 (79.3)
<i>Habitat<sup>b</sup></i>						
AFL	110 (85.3)	19 (14.7)	28 (21.7)	101 (78.3)	72 (77.4)	21 (22.6)
FCA	39 (7.8)	463 (92.2)	24 (4.8)	478 (95.2)	184 (46)	216 (54)
FE	69 (39.2)	107 (60.8)	15 (8.5)	161 (91.5)	51 (37.5)	85 (62.5)
FO	524 (60.2)	347 (39.8)	90 (10.3)	781 (89.7)	415 (59.9)	278 (40.1)
RST	44 (43.1)	58 (56.9)	22 (21.6)	80 (78.4)	40 (44.9)	49 (55.1)
Diversos	365 (34.4)	697 (65.6)	59 (5.6)	1003 (94.4)	216 (22)	765 (78)
<i>Estratégia</i>						
tolerante ao stress	805 (73.3)	293 (26.7)	159 (14.5)	939 (85.5)	509 (56.4)	393 (43.6)
não tol. ao stress	346 (19.8)	1398 (80.2)	79 (4.5)	1665 (95.5)	469 (31.5)	1021 (68.5)
<i>Especificidade de habitat</i>						
restrito	786 (44.2)	994 (55.8)	179 (10.1)	1601 (89.9)	762 (54)	649 (46)
não restrito	365 (34.4)	697 (56.6)	59 (5.6)	1003 (94.4)	216 (22)	765 (78)
<i>Endemismo</i>						
endêmico	864 (53.6)	747 (46.4)	206 (12.8)	1405 (87.2)	766 (59.6)	519 (40.4)
não endêmico	287 (23.3)	944 (76.7)	32 (2.6)	1199 (97.4)	212 (19.2)	895 (80.8)
Total	1151 (40.5)	1691 (59.5)	238 (8.4)	2604 (91.6)	978 (40.9)	1414 (59.1)

<sup>a</sup> Alto risco: cinco famílias taxonômicas com maiores proporções de espécies ameaçadas. Baixo risco: cinco famílias com menores proporções de espécies ameaçadas

<sup>b</sup> AFL: afloramentos rochosos. FCA: formações campestres. FE: florestas estacionais. FO: florestas ombrófilas. RST: restingas. Diversos: ocorrem em mais de um tipo de habitat

Tabela 3. Relação direta entre risco de extinção e os atributos das espécies.

Atributos	$\chi^2$	GL	$p$	Ordem de vulnerabilidade
<i>Atributos de história de vida</i>				
Forma de crescimento	121	8	$< 1.10^{-9}$	erva rupícola > erva epífita > erva terrícola perene, liana/trepadeira > arbusto, árvore, arvoreta > subarbusto, erva anual
Estratégia	87	1	$< 1.10^{-9}$	tolerante ao estresse > não tolerante ao estresse
Habitat	76	5	$< 1.10^{-9}$	afloramentos rochosos, restingas > florestas ombrófilas, florestas estacionais > diversos habitats, formações campestres
<i>Formas de raridade</i>				
Extensão de ocorrência	125	1	$< 1.10^{-9}$	raras (<20.000km <sup>2</sup> ) > não raras (>20.000km <sup>2</sup> )
Endemismo floresta Atlântica	94	1	$< 1.10^{-9}$	endêmica > não endêmica
Especificidade de hábitat	18	1	$< 1.10^{-4}$	restrita a um habitat > não restrita a um habitat

Tabela 4. Modelos log-lineares que buscam prever o risco de extinção com base na extensão de ocorrência, forma de crescimento, estratégia e habitat. Quanto maior o valor de  $p$ , maior é a capacidade do modelo em prever o risco de extinção. Os zeros estruturais dos modelos foram corrigidos quando possível.

$p \chi^2$	Modelo <sup>a</sup>	Variáveis significantes	GL	Incremento $\chi^2 (p)$
0.87	EOO + FC + Habitat	EOO	1	65.73 (<0.001)
		Habitat	5	37.17 (<0.001)
		FC	8	30.03 (<0.001)
0.86	FC + Estratégia	FC	8	41.54 (<0.001)
		Estratégia	1	23.98 (<0.001)
0.54	FC + Habitat	FC	8	65.91 (<0.001)
		Habitat	5	44.39 (<0.001)
0.47	EOO + Habitat	EOO	1	99.37 (<0.001)
		Habitat	5	36.51 (<0.001)
0.21	EOO + FC	EOO	1	83.80 (<0.001)
		FC	8	42.52 (<0.001)
0.17	EOO + FC + Estratégia	EOO	1	75.84 (<0.001)
		FC	8	23.07 (<0.001)
		Estratégia	1	20.51 (<0.001)
0.07	EOO + Estratégia	EOO	1	90.26 (<0.001)
		Estratégia	1	38.73 (<0.001)
0.03	Estratégia + Habitat	Estratégia	1	37.23 (<0.001)
		Habitat	5	19.81 (0.001)
-	FC + Estratégia + Habitat <sup>b</sup>	-	-	-

<sup>a</sup> EOO, extensão de ocorrência.; FC, forma de crescimento

<sup>b</sup> Modelo impossibilitado de ser testado por conter um grande número de casos sem espécies

### 3.8 FIGURAS

Figura 1. Limites da floresta Atlântica brasileira e seus principais tipos de vegetação, de acordo com o mapa da área de aplicação da Lei nº 11.428 de 2006 (“Lei da Mata Atlântica”; IBGE 2008).

Figura 2. Árvore hierárquica, gerada pela análise *decision tree*, especificando a relação entre as variáveis preditoras e o risco de extinção nos modelos com as variáveis: (a) extensão de ocorrência (EOO), forma de crescimento e habitat; e (b) forma de crescimento e estratégia. Todas as árvores foram construídas com o método QUEST (SPSS *AnswerTree* v3.0), aplicando validação cruzada por 10 vezes, sem número mínimo para a formação de grupos e custo de erro igual para todas as categorias.

Figura 3. Árvore hierárquica, gerada pela análise *decision tree*, especificando a relação entre as variáveis preditoras e a extensão de ocorrência (i.e. raridade) nos modelos com as variáveis: (a) forma de crescimento e habitat; e (b) forma de crescimento e estratégia. Rara: espécie com extensão de ocorrência menor que 20.000 km<sup>2</sup>; não rara: espécie com extensão de ocorrência maior que 20.000 km<sup>2</sup>. As árvores foram construídas com o método QUEST (SPSS *AnswerTree* v3.0), aplicando validação cruzada por 10 vezes, sem número mínimo para a formação de grupos e custo de erro igual para todas as categorias.

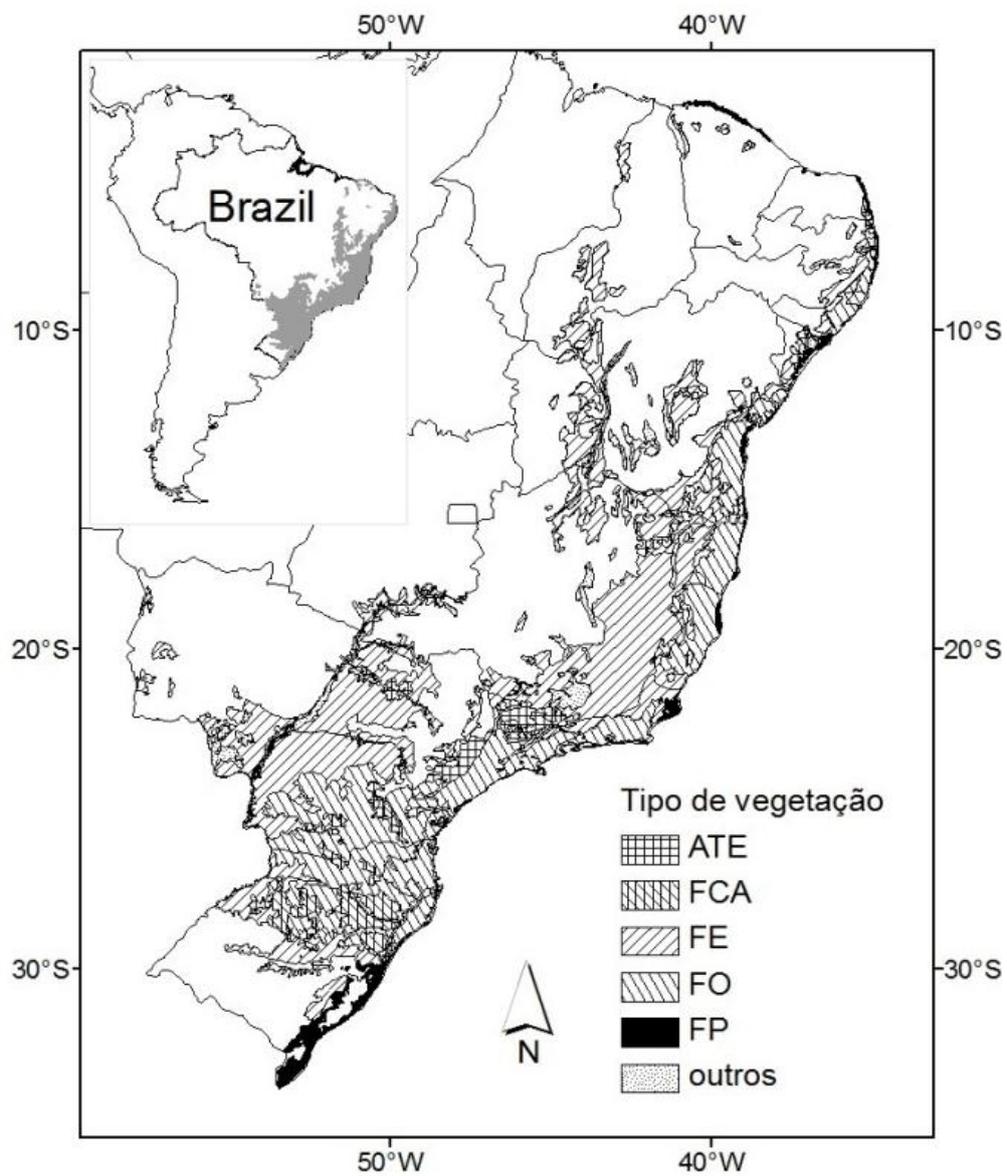
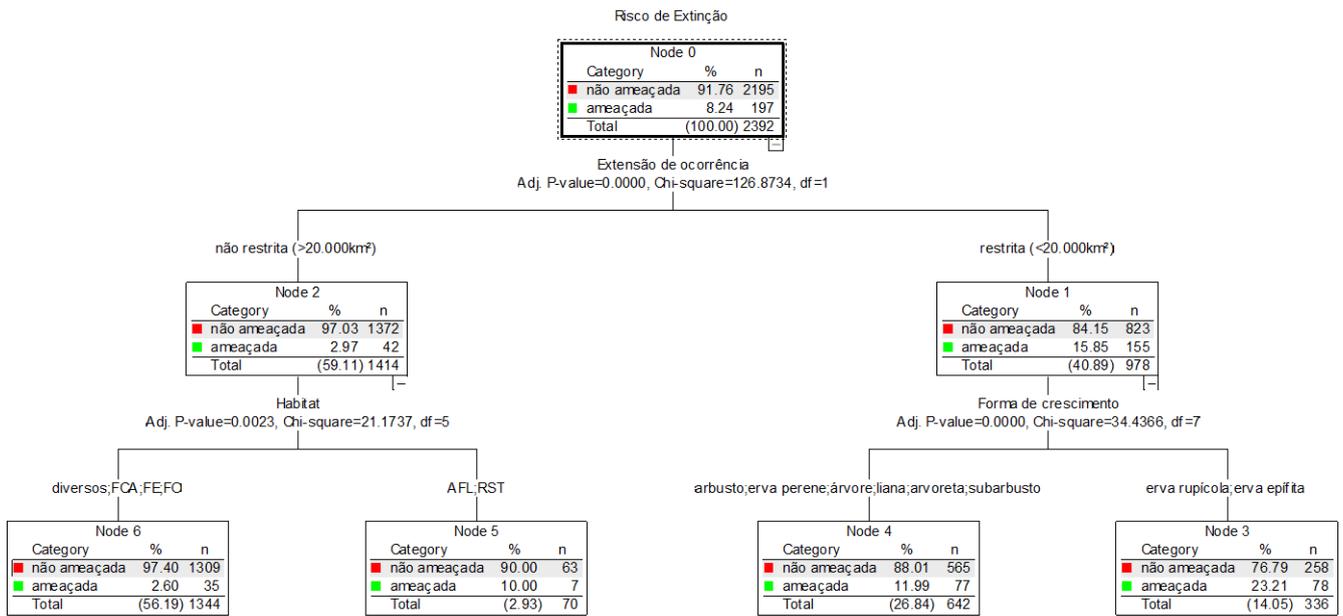


Figura 1.

(a) EOO + forma de crescimento + habitat



(b) forma de crescimento + estratégia

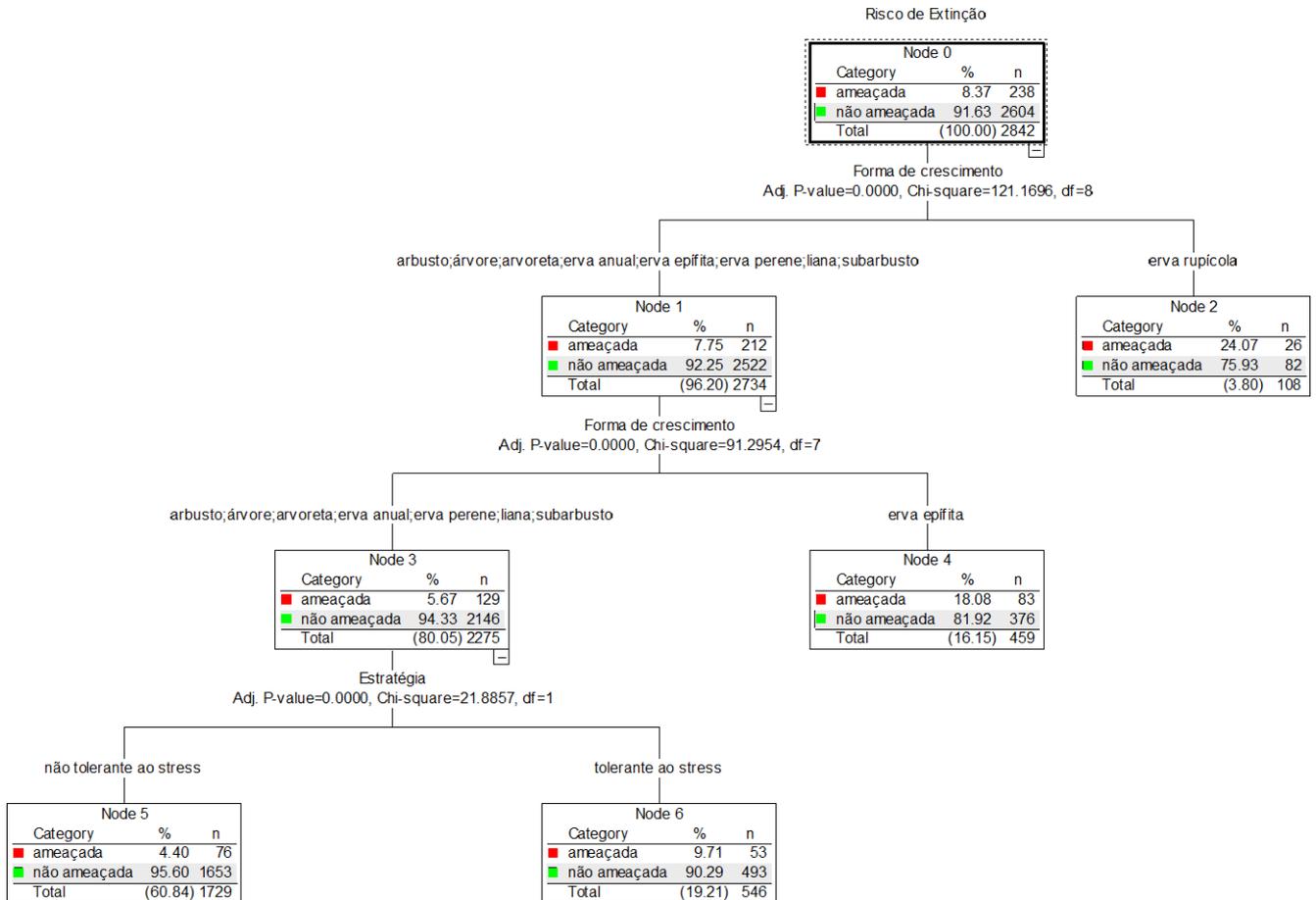


Figura 2.



(b) forma de crescimento + estratégia

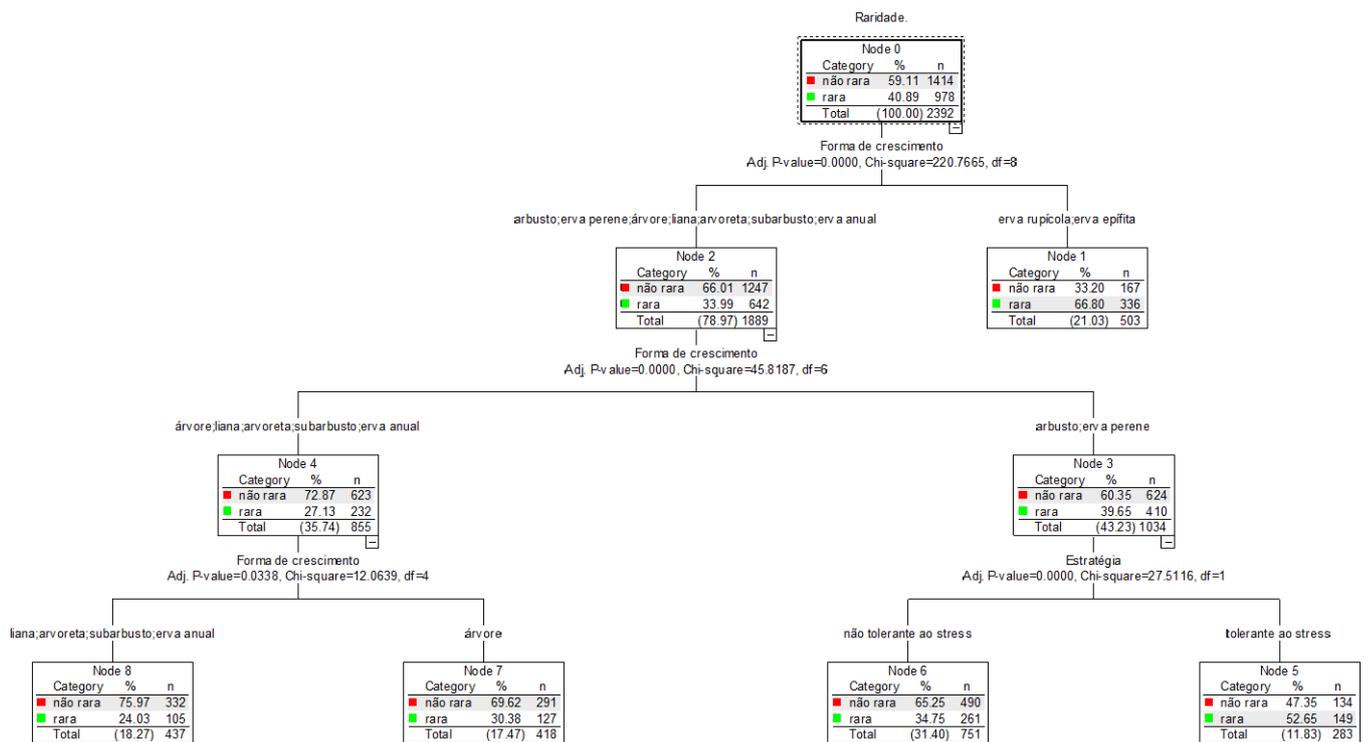


Figura 3.

## 4 CONCLUSÕES

Este trabalho mostra que família taxonômica (ou filogenética), forma de vida, habitat e estratégia da planta estão relacionados com o risco de extinção de espécies na floresta Atlântica. As famílias Bromeliaceae, Malpighiaceae, Amaryllidaceae, Annonaceae e Cactaceae são as que possuem proporcionalmente mais espécies ameaçadas. Ervas epífitas, ervas rupícolas, plantas restritas a afloramentos rochosos ou restingas, e plantas tolerantes ao estresse foram consistentemente mais raras e mais ameaçadas de extinção que as demais espécies. As ervas tolerantes ao stress se destacaram como um grupo muito vulnerável à extinção na floresta Atlântica.

Estes resultados criam uma primeira referência empírica para classificar grandes grupos ecológicos de angiospermas da floresta Atlântica quanto à vulnerabilidade à extinção com base apenas em atributos de história de vida. Certamente a contribuição deste trabalho está longe de permitir classificar com precisão o risco de extinção de uma espécie particular. No entanto, agora temos indicadores relativos da vulnerabilidade. Sabemos agora que uma erva epífita ou rupícola tem muito mais chance de estar ameaçada que uma árvore ou uma erva anual. Esses indicadores são especialmente úteis para reconhecer situações nas quais as extinções devem especialmente grandes frente às perturbações humanas. As taxas de extinção de angiospermas, portanto, devem estar sendo maiores (1) nas áreas de afloramentos rochosos, como nos inselbergues, campos de altitude e campos rupestres, onde concentram as espécies rupícolas; (2) nas florestas ombrófilas, sobretudo por causa da alta riqueza de epífitas; e (3) nas restingas, por causa da forte presença das plantas tolerantes ao estresse e por terem sido ainda mais degradadas que os demais habitats da floresta Atlântica. Por outro lado, os resultados indicam que nas formações campestres as taxas de extinções devem ser as menores entre os habitats avaliados. Isso não quer dizer que as extinções nas formações campestres sejam baixas em termos absolutos, pelo contrário, encontramos mais espécies ameaçadas nas formações campestres (24 spp.) que nas restingas (22 spp.), que não foi muito diferente que a dos afloramentos rochosos (28 spp.). Todos os habitats precisam de medidas de conservação para evitar perdas indesejadas de espécies.

Outra contribuição deste trabalho está na proposta de mecanismo pelo qual as diferenças de vulnerabilidade se expressam. Essa proposta, no entanto, é uma especulação que precisa ser testada para mostrar-se consistente, ou não. O mecanismo proposto se baseia numa simples constatação de as ervas tolerantes ao estresse constituem o grupo mais ameaçado de extinção

entre as angiospermas. Isso sugere que tamanho/lenhosidade e os custos associados à estratégia de tolerar o estresse (e.g. lenta taxa de crescimento) são determinantes na vulnerabilidade a extinção. Duas condições importantes reunidas em uma mesma espécie foram entendidas como fortes preditoras de alta vulnerabilidade: a lenta taxa de crescimento e o pequeno tamanho. A lenta taxa de crescimento certamente é um preditor mais forte e generalizado do risco de extinção, pois está relacionado com a capacidade de recuperar o tamanho da população em intervalos de perturbação. Visto que grande parte das espécies com crescimento lento são plantas lenhosas, sobretudo árvores, que vivem por dezenas de anos, até séculos, o desaparecimento efetivo de árvores de vida longa e crescimento lento, por mais que tenham população menor que o mínimo viável e não tenham mais dispersores e polinizadores, pode levar dezenas ou centenas de anos para acontecer – que será o tempo para a morte dos últimos indivíduos remanescentes. Agora, se a espécie cresce lentamente e é uma erva, tendo a acreditar que, por mais que tenha uma vida relativamente longa, a chance de morte prematura dos indivíduos remanescentes por perturbações estocásticas são maiores. Por ser relativamente de pequeno tamanho, a escala do habitat ocupado pelas ervas pode ser muito menor que o ocupado por árvores. Uma ação de degradação como o corte raso de um trecho de floresta para a ocupação pela agricultura pode ter um efeito muito mais deletério para as ervas que para as árvores em termos de proporção do número de indivíduos relativo ao total da população. Numa dada área de floresta, 1 hectare por exemplo, potencialmente cabe menos indivíduos de árvores que de ervas. Uma só árvore pode ter centenas de epífitas. A idéia é que para extinguir uma espécie de árvore rara a escala da degradação deve ser maior (e.g. milhares de hectares) que para uma erva rara (e.g. centenas de hectares), que pode ter extensão de ocorrência ainda mais restrita que as árvores com distribuição mais restritas.

## ANEXO - GUIA DE ESTILO DO PERIÓDICO CONSERVATION BIOLOGY

### *Conservation Biology* **Style Guide for Authors** **Manuscript Specifications**

#### **Word count**

*Conservation Biology* tries to balance the depth of each article with the number of articles that we can publish. Papers must not exceed the following word counts even if reviewers have asked for additional material. The number of words includes all text from the Abstract through the Literature Cited; it does not include tables or figure legends. The Abstract must not exceed 300 words.

Contributed Papers: 6000 words

Research Notes: 3000 words

Reviews: 7500 words

Essays: 6000 words

Conservation Practice and Policy: 5000 words

Comments: 2000 words

Diversity: 2000 words

More information on these categories and the types of papers published in *Conservation Biology* is available from <http://www.conbio.org/Publications/ConsBio/Instructions/>.

#### **Number of tables and figures (supporting elements)**

Include no more than one supporting element (i.e., table or figure) for every four pages of text (from the Abstract through the Literature Cited). If a table or figure has only a few data points, incorporate the data into the text. Each supporting element should be printed on a separate page.

#### **Appendices and supporting information**

We rarely allow appendices in the print version of the journal. Detailed data or methods typically should be provided as Supporting Information that will be available online and posted in association with the online version of the paper. See *Supporting Elements* below for further information.

## Manuscript Sections

### Organization

Contributed Papers, Research Notes, and Conservation Practice and Policy papers should contain the following sections and be arranged in the following order: Abstract, Introduction, Methods, Results, Discussion, Acknowledgments, Literature Cited. Tables, Figure Legends, and Figures, if included, follow the Literature Cited. In general, do not combine sections (e.g., Results and Discussion). Do not number section headings or subheadings.

### Title

Most people will decide whether to read a paper solely on the basis of its title. Indexing and abstracting services and internet search engines also depend heavily on the information conveyed by the title. Titles should be clear and concise. Avoid hanging titles (those with a colon), titles that are complete sentences, interrogative titles, and titles that reference colloquialisms or popular culture.

### Abstract

The Abstract should summarize the Introduction, Methods, Results, and Discussion in that order. Key points from each of these sections should be identifiable within the Abstract. The Abstract should not include literature citations, much data, or phrases such as “We discuss . . .” or “We summarize . . .”

**Keywords** Include five to eight words or phrases that will be useful for indexing and literature searches. Avoid general terms such as *conservation*.

### Acknowledgments

Do not spell out first (given) names. Provide the first initial of the first name, even if the initial starts a sentence. Refer to authors of the manuscript by their initials only (e.g., “S.T.W. was supported by a grant from the Torrey Foundation”). **Footnotes** Avoid the use of footnotes in the body of the manuscript. **Literature Cited** Provide the full names of all journal titles. Do not italicize titles. Use boldface for the journal’s volume number and the colon following the volume number. Do not provide an issue number unless pages in a volume are not numbered consecutively from the first issue to the last issue. Remove *Inc.*, *Co.*, and so forth from references in the text and Literature Cited. For example, (SAS Institute 1998), not (SAS Institute, Inc. 1998). If there are more than 10 authors, use et al. (Howard, G., et al.) instead of listing the names of all authors. Papers in review and personal communications should not be

included in the Literature Cited. Proceedings and abstracts from conferences may be cited only if they have a “publisher” and the location of the publisher (or the organization from which the document may be obtained) can be provided.

### **Example Citations**

#### **Journal articles:**

Christensen, N. D., and J. Eu. 2003. Ecology of cranberry bogs: a case study. *Ecology* **59**:1147–1167, 1178–1187. 3

Author, F. M. 2001. Title of paper. *Journal* **13**(supplement 1):172–180.

If a paper is in press, the “in press” follows the volume number: *Ecology* **112**: in press.

**Institutions as authors:** Spell out name of the institution and include the publisher’s location (or the location of the institution, if the institution issued the publication). The way the institution is cited in the text and in the Literature Cited must be the same.

Institution is spelled out in the text: World Wildlife Fund (WWF). 2002. Home ranges of giant pandas. WWF, Washington, D.C.

Institution is abbreviated in the text: WWF (World Wildlife Fund). 2002. Home ranges of giant pandas. WWF, Washington, D.C.

**Edited books:** Cran, B., C. Boy, and L. Shi. 1911. Native forest birds of Guam. Pages 4–8 in T. Wu and L. Lee, editors. *Flora and fauna of Guam*. 2nd edition. Tell Books, Ace, Ohio.

**Reports:** Barnes, J., and S. Craig. 2003. Conservation status of riparian areas in southeastern Oregon. General technical report N-24. U.S. Fish and Wildlife Service, Portland, Oregon.

#### **Online journals:**

No digital object identifier (DOI): Sandringham, J. 2006. Effects of urbanization of agricultural land on an endemic moth, rosemary pink. *Ecology and Society* 3: [http://EcologySociety . . . /art5](http://EcologySociety.../art5).

Has DOI: Hunstanton, V. 2008. Effects of deep-sea injection of carbon dioxide. *Deep Ocean Research* DOI: 1976xxi27in2. No access dates are needed for citations of online journals.

**Internet sources other than journals:** Include the name of the organization hosting the Web site, their geographical location, and an access date.

Carne, A. 2003. The art of leaving well enough alone. National Science Teachers Association, Washington, D.C. Available from <http://www.nsta.org/art2/scienceandchildren> (accessed March 2002).

### **Supporting Elements (Tables, Figures, and Supporting Information)**

#### **Content**

Tables and figures should be self-explanatory and should supplement rather than duplicate the text. Do not present large amounts of data in tables. A reader should be able to interpret tables and figures without referring to the text. Consequently, all abbreviations and terms unique to the paper must be defined in the table caption or figure legend. Common statistical notations need not be defined (e.g., CI, SD, SE). Use the same terminology in supporting elements and in the text.

#### **Citation in text**

Provide a summary or generalization of data and cite supporting elements parenthetically: “Models for species abundance were highly significant and explained 78% to 92% of variability (Table 2),” rather than “Table 2 shows the outcome of models of species abundance.” Abbreviate (“Fig.,” not “Figure”) unless Figure is the first word in a sentence.

#### **Tables**

Legends should be one sentence long. Use the legend to describe the contents of the table as it relates to the topic of the paper. A list of the table’s columns or row headings is not an informative table legend. Use footnotes to provide more-detailed descriptions of row and column headings, for more information about specific data, and to define terms.

Too little information: “Results of extract tests.” “Analysis of variance *F* values, treatment means, and habitat means.”

Too much information: “Anti-Candida, -leishmania, and -tumor activity of extracts from 11 species of sea cucumber. NA indicates no activity ( $IC_{50} \geq 500$   $\mu\text{g/ml}$  against *Candida* and leishmania,  $IC_{50} \geq 80$   $\mu\text{g/ml}$  against LoVo cell line). The \* denotes that these

activities are significantly different from those obtained from extracts isolated from the same species taken from the southern region.”

Define abbreviations in a footnote even if they are already defined in the text. If there is only one footnote, use an asterisk (\*).

If there is more than one footnote, use letters (a, b, c.). Order footnotes alphabetically from left to right and from top to bottom.

Do not use bold type. Do not use grid lines.

Unless an entry is a complete sentence or a proper noun, capitalize only the first word of the first entry in a row and do not use periods.

Do not split tables into separate sections (e.g., Table 1a and Table 1b). Make separate tables (Table 1, Table 2) or combine data under the same columns or rows.

Use indentation to set off secondary (or tertiary) entries within a column (see example below).

Table 1. Logistic-regression models built with . . . a

Variable	Symbol	<i>p</i>	df
General model <sup>b</sup>	<i>f<sub>g</sub></i>	0.0015	3
landscape ruggedness	<i>rug</i>	0.0113	
forest cover (%)	<i>bosque</i>	0.0085	
Human model			
human population	<i>pobl</i>		

<sup>a</sup>Significance level of coefficients . . .

<sup>b</sup>Next-most parsimonious models at . . .

## Figures

Figures must be of sufficient quality and resolution to remain clear at 60% reduction. Before publication, you will be required to supply figures in TIF, EPS, or PDF format. Resolution should be at least 300 dots per inch (dpi); 600 dpi is preferable for figures with lettering.

*Conservation Biology* cannot waive page charges for color figures. Color figures cost \$700 per page.

The legends for all figures should be grouped on a page that precedes the figures. Do not place a figure and its legend on the same page.

Scale bars and compass direction must be provided for maps.

## **Graphs**

Do not enclose graphs in a square.

Label all axes and include units of measure in the label: Number of species/km<sup>2</sup>, Basal area (m<sup>2</sup>/ha).

Capitalize the first letter of the axis labels: Years since burn, Burned area (%), Burned area (ha), Seed production (seeds/plot).

Include a key in the figure itself rather than describing shading or shapes in the figure legend.

Match typeface and type size among figures. On a graph, the type size of axis labels and units of measure should be similar.

If a figure has more than one panel, use lowercase letters to designate the parts: (a), (b), (c). Each panel must be referenced clearly in the figure legend by its letter.

If units along the x-axis are long, orient them at 45 or fewer degrees.

All numbers along an axis must have the same number of significant figures: 1.0, 2.5, 2.0 (not 1, 2.5, 2).

The label for the y-axis should be oriented vertically to the left of the units (reading from bottom to top), and units should be horizontally oriented.

Center the labels along both axes.

Do not use color on a figure that will be published in black and white.

## **Supporting Information**

Supporting Information (i.e., online appendices) should be cited parenthetically in the text of the paper. After the Acknowledgments, provide a brief description of supporting information in the following format:

## Supporting Information

XXX (Appendix S1) and XXX (Appendix S2) are available online. The authors are solely responsible for the content and functionality of these materials. Queries (other than absence of the material) should be directed to the corresponding author.

## Language and Grammar

### Clear language

Our audience is broad and international. Clarity in language and syntax is important, especially for readers whose first language is not English. Please avoid colloquialisms and jargon. If English is not your first language, we strongly recommend that you ask a native English speaker with experience in publishing scientific papers to proofread your manuscript.

### Abbreviations and acronyms

Do not begin a sentence with an abbreviation. Use abbreviations sparingly. Define all abbreviations, initializations, and acronyms at first use. For example: analysis of variance (ANOVA), International Union for Conservation of Nature (IUCN).

### Capitalization

#### Geographic designations

Do not capitalize a term that indicates region unless it is being used as a proper noun (e.g., western states, Southeast Asia). Capitalization of terms used commonly in *Conservation Biology*: the Tropic of Cancer, the tropics; North Temperate Zone, temperate zone; East Africa, North Africa, central Africa; central Asia; tropics, Neotropics; Amazon Basin; Central Honshu Lowland Forest [an endemic bird area]; Cape Floristic Region [an area with a high concentration of species richness]; taiga.

#### Threat categories

Do not capitalize threat categories used by legal institutions or other authoritative bodies: threatened, endangered, critically endangered, conservation concern, etc.

#### Active voice

In general, use *we* or *I*. For example: “We converted all GIS data to raster format” rather than “All GIS data were converted to raster format.” Or, “Trained technicians surveyed the plots”

rather than “The plots were surveyed by trained technicians.” In particular, the Methods should not be written entirely in passive voice.

### **Tense**

Use past tense in the Methods (describing what you did), Results (describing what your results were), and in the Discussion (referring to your results). Use present tense when you refer to published results. The principal exception to this rule is in the area of attribution and presentation. It is correct to say, for example, “Toffel (2008) found [past] that extracts from iron weed inhibit [present] fungal growth.”

### **Using (the word)**

In scientific writing, the word *using* is often the cause of dangling participles and misplaced modifiers.

Dangling participle: “Using tissue isolation protocol, mtDNA was isolated from the dried skins.” This sentence implies that mtDNA used the tissue-isolation protocol.

Better: “We used tissue isolation protocol to isolate mtDNA from the dried skins.”

Misplaced modifier: “Ivory samples were taken from tusks using a 16-mm drill bit on a 40-cm drill.” This implies that the tusks used the drill. Better: “We used a 16-mm drill bit on a 40-cm drill to take ivory samples from the tusks.”

### **Based on (the phrase)**

Use *based on* as a verb. In adverbial form use *on the basis of*.

As a verb: We based identification of reserves on the number of species in each unit.

Incorrect: We identified reserves based on the number of species in each unit.

Adverbial form: The solutions were compared on the basis of financial constraints.

Incorrect: The solutions were compared based on financial constraints.

### **Multiple modifiers**

Do not use multiple adjectival nouns to modify a noun that is the subject or the object of the sentence: “We studied illegal African elephant ivory trade” or “infected bird populations’ responses.” Better: “We studied illegal trade in African elephant ivory” or “responses of infected bird populations.”

### **Split infinitives**

A sentence should not sound awkward because it has been rearranged to avoid a split infinitive. When an adverb qualifies a verb phrase, the adverb usually should be placed between the auxiliary verb and the principal verb (e.g., this research will soon attract attention). Splitting an infinitive verb with an adverb can be useful for adding emphasis or sounding less stilted. Phrases such as the following are acceptable: the traps had been seriously damaged in a storm; differences in abundance were highly significant; to strongly favor.

### **Pronouns**

Be careful with the pronouns *this*, *these*, and *it*. If you do not provide a qualifier, it is sometimes difficult to tell what these words refer to: “This program offers solutions to that problem.” Better: “This computer program offers solutions to the problem of incorrect sequencing of numbers.”

Abbreviations may be used as adjectives, but not as nouns (U.K. agencies, agencies within the United Kingdom).

### **In-Text Citations**

In most cases, enclose citations in text in parentheses. “Populations in sagebrush have higher reproductive success than populations in cheatgrass (Bird & Tree 2000)” is better than “According to Bird and Tree (2000), populations in sagebrush . . . .”

Use an ampersand (&) between author surnames when the citation is parenthetical: (Bird & Tree 2000).

When a citation is not parenthetical, use *and*: “Our results agree with the predictions of Wolf and Rhymer (2001).”

For citations with more than two authors, use *et al.*: (Hatchwell *et al.* 1996). Do not italicize *et al.*

List parenthetical citations chronologically (from oldest to most recent) and separate entries with a semicolon: (Zorenstein *et al.* 1991; Waddell & Fretwell 2001).

Separate the years with commas when citing multiple papers by the same author: (Cox *et al.* 1991, 1992, 1998; Chapman 2001, 2002)

“In press” means the cited paper has been accepted unconditionally for publication. Provide the year of publication in the text (Bird 2010) and in Literature Cited provide the volume number and substitute “in press” for page numbers (Bird, I.M. 2010. Nesting success in arid lands. *Conservation Biology* **24**: in press.).

Papers in review must be cited as unpublished and should not appear in the Literature Cited.

Use initials when referencing unpublished data held by the authors of the paper: (C.S.C. & L.K., unpublished data). Use an initial for the first (given) name and spell out the last name (surname) for other sources of unpublished data or information: (R. Fowler, unpublished data; M.E. Soulé, personal communication).

Software: capitalize the first letter only if the name of the program is a word (e.g., Partition, ArcInfo). If the name of the program is not a word, use all capital letters (e.g., SAS).

Do not use trademark symbols.

Ensure that all references cited in text are listed in the Literature Cited and vice versa.

Avoid “in. lit.” citations. Provide the original citations whenever possible.

### **Numbers, Variables, and Statistical Elements**

Longitude and latitude: 148oN, 78oW (no periods).

Percentages and degrees: use symbols (15%, not 15 percent).

Fractions: may be spelled out (one-half, one-third) unless used with units of measure (0.5 mm or 0.5 years).

Decimal point: insert 0 before a decimal point (0.4, not .4).

Dates: day, month, year (e.g., 6 October 1987).

Numbered lists: for the most part, avoid the use of numbered lists in the text. “We used x, y, and z to take soil samples” rather than “We used three techniques to take soil samples: (1) . . . , (2) . . . , and (3) . . . .”

Insert a space between numbers and the unit of measure (6 m, 14 mL).

Define all variables used in an equation.

With the exception of Greek letters, italicize all single-letter variables in equations. Do not italicize variables with more than one letter (e.g., “RU” meaning reproductive units as opposed to *RU*, in which *R* and *U* are separate interacting variables).

Complete words used as a variable should be lowercase (e.g., species). Each letter in multiple-letter abbreviations that are not complete words should be capitalized (e.g., acceptable, AMF for area of managed forest; unacceptable, PATCH for patch area).

Use the following abbreviations:

*p*, probability

df, degrees of freedom

$\chi^2$ , chi-square

*F* (*F* test, variance ratio)

*FST* (genetic variance contained in a subpopulation relative to the total genetic variance)

CI, confidence interval or credible interval

SE, standard error

SD, standard deviation, e.g., mean (SD) = 44% (3) or mean of 44% (SD 3). Do not use

±.

### Scientific Names

English and scientific names of birds should follow the checklist of the International Ornithological Congress (<http://worldbirdnames.org/names.html>). Deviations from spellings in this checklist must be supported by an explicit citation of the nomenclatural source (i.e., a published regional checklist or book on the birds of a specific area).

Common names of taxonomic groups other than birds should be in lower case (creeping thistle, tiger).

Scientific names: In the abstract and at first mention in the text, use common name followed by scientific name (genus and species) in parentheses: cane toad (*Bufo marinus*), Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*).

Organisms: *Clarkia springvillensis* (first use); *C. springvillensis* (thereafter, even starting a sentence); *Clarkia* spp. or sp. or var. (no italics).

#### Conservation Biology Style Sources

Day, R. A. 1998. How to write and publish a scientific paper. 5th edition. Oryx Press, Westport, Connecticut.

Council of Science Editors. 2006. Scientific style and format. 7th edition. Council of Science Editors, Reston, Virginia.

Merriam-Webster. 2003. Third new international dictionary, unabridged. Merriam-Webster, Springfield, Massachusetts.

University of Chicago Press. 2003. The Chicago manual of style. 15th edition. University of Chicago Press, Chicago.