

RELATÓRIO TÉCNICO
WWF-BRASIL
Brasília, DF
Março de 2005

Projeto CSR 283-2002

*Efeito de gradientes de floresta nativa em sistemas agropecuários
sobre a diversidade de mamíferos vulneráveis*

Marcelo Mazzolli
Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS
e-mail: marcelo_puma@yahoo.com

obs: relatório na forma de artigo popular

A ação antrópica é a maior responsável pela extinção de espécies na atualidade. Portanto, para compreender os processos de extinção, é preciso entender os efeitos da ocupação humana sobre a perda de diversidade. Para contextualizar a importância dos estudos em áreas de ocupação humana, é necessária uma breve revisão das metodologias mais empregadas para planejamento da conservação da natureza.

Um dos principais métodos tem sido o de estabelecer zonas prioritárias para conservação, a fim de convertê-las em áreas protegidas oficialmente, as quais, no Brasil, recebem o nome de Unidades de Conservação (UCs). Podem basear-se na riqueza de espécies (Myers *et al.*, 2000), ou na identificação de áreas críticas para conservação de uma única espécie (e.g. Quigley & Crawshaw, 1992; Sanderson *et al.*, 2002). Um outro método, de lacunas (e.g. Paglia *et al.*, 2004), difundido pela Conservation International, identifica a extensão de áreas em que espécies ameaçadas estão protegidas em UCs, e o quanto faltaria de áreas adicionais para assegurar a conservação efetiva destas espécies.

Apesar de apresentarem abordagens praticamente insubstituíveis, e inconstestavelmente complementares, o valor de cada um dos métodos tende a ser diminuído por defensores de apenas um único ‘melhor’ método.

Na prática, estes métodos, por mais indispensáveis que sejam, ainda são incompletos. Primeiro porque planejam apenas a conservação em UCs, de maneira que, mesmo que fossem utilizados simultaneamente, condenariam imensas áreas ao esquecimento e incontáveis populações silvestres à extinção. Alternativamente, uma estratégia de conservação que mudou este paradigma, levando para áreas de produção comercial, localizadas fora dos limites de UCs, a necessidade de manutenção da diversidade biológica, foi a de mobilização para criação de uma demanda de produtos com certificação ambiental.

E, segundo, planejam apenas em macro-escala, ignorando a enorme oportunidade de utilizar as mesmas metodologias em escalas de maior resolução, tais como as de ecossistema, eco-região, e política. Se, por exemplo, cada município brasileiro procurasse empregar as metodo-

logias citadas, o poder de conservação destas ferramentas seria amplificado muitas vezes. Isto iria de encontro `a recomendações tanto de planejamento conservacionista, de mobilizar comunidades locais para sensibilizarem-se e responsabilizarem-se por seu patrimônio ambiental, quanto `a recomendações de descentralização política dos governos.

Terminada esta pequena revisão, este artigo trata de apresentar resultados de estudos relevantes para subsidiar políticas de conservação fora de UCs, principalmente no que tange a ocupação do espaço rural, uso da terra, e processos de certificação ambiental, sempre do ponto de vista da conservação de espécies silvestres. Um tema crítico em qualquer discussão sobre modelos de ocupação humana, é a perda de qualidade ambiental. Para entender melhor este processo, o artigo também discute como a perda da qualidade ambiental pode ser percebida por processos de extinção, tênues, por diminuições na abundância de espécies, e drásticas, por diminuição de riqueza de alguns grupos de espécies.

Ingressando neste tema específico, é sensato assumir que, na maior parte dos casos, a extinção de espécies, principalmente as de ampla distribuição, não se dá de forma súbita. Seu desaparecimento é precedido de um empobrecimento ambiental progressivo. Uma das possíveis aplicações práticas deste entendimento consiste na construção de modelos teóricos e/ou matemáticos que podem, juntamente com dados diretos da presença das espécies em questão, auxiliar a prever a extinção de espécies com base em características de ocupação humana, cobertura florestal, e demais conjunto de evidências indiretas.

Atualmente já existe um conjunto de informações disponíveis que podem ser utilizadas para prever a presença e ausência de certas espécies. Um dos parâmetros de maior poder preditivo é o tamanho de habitat, inspirado no estudo clássico de biogeografia de ilhas, de MacArthur e Wilson (1967), que criaram o arcabouço teórico para estudos subsequentes em áreas continentais. Além de estabelecer as relações de riqueza de espécies com os fragmentos florestais, já é possível prever a ausência e presença de certas espécies, determinada por métodos independentes: através do exame de fragmentos de diferente tamanho (e.g. Lovejoy *et al.*, 1986;

Chiarello, 1999), e da área de vida exigida por indivíduos de diferentes espécies (e.g. MacNab, 1963; Eisenberg, 1980).

A sobrevivência de espécies de mamíferos em fragmentos isolados é, portanto, uma situação bem resolvida. Uma espécie que sabidamente necessita uma área de vida mínima de $2x$ não poderá viver em um fragmento isolado de $1x$ tamanho. A questão não resolvida diz respeito a possibilidade de sobrevivência de espécies em mosaicos de fragmentos florestais conectados.

A área de estudo, discutida durante este artigo, inclui três sub-áreas distintas: reflorestamentos ao norte, área de pecuária no centro, com campos nativos extensos, e área de floresta ciliar ao sul. Tanto os reflorestamentos quanto os campos são entremeados de bosques nativos, com conectividade ambiental mantida, ou seja, não há interferência física para o deslocamento de espécies. Este arranjo difere da maioria dos estudos de fragmentos porque os espaços entre as florestas não são resultado de intervenções recentes, ou completamente desconectados, de maneira que a presença, ausência, e abundância de espécies não estaria relacionada unicamente ao espaço físico de um fragmento isolado, mas sim à influência da cobertura florestal em escala de paisagem e tipo de manejo da terra.

Neste tipo de paisagem, a pergunta seria acerca de quais espécies sobreviveriam em áreas conectadas com diferentes porcentagens de floresta, e sob quais condições (alta ou baixa abundância).

Apesar da riqueza de espécies de diversos grupos ter sido adotada, conscientemente, como um direcionador das atividades de conservação, e talvez inconscientemente, como indicativo de qualidade ambiental, não seria recomendável utilizar unicamente esta métrica para entender os processos de extinção paulatina de espécies pelo empobrecimento ambiental, por diversas razões, as quais vou citar apenas as mais evidentes.

1. Há muitas espécies de distribuição restrita, que não ocorrem em determinado local porque não faz parte de sua distribuição, não necessariamente porque houve um processo de deterioração ambiental. Assim, uma área pode ter baixa riqueza de espécies, mas estar mais próxima do seu próprio 'clímax' do que uma área com maior riqueza. Uma vez que a riqueza

varia muito de região para região, apenas o estudo de espécies de ampla distribuição podem fornecer o controle necessário para comparações geograficamente amplas de qualidade de ambiente. Isto poderia ser parcialmente contornado com a comparação da riqueza original de cada área particular com a sua riqueza atual.

2. Há impossibilidade de relacionar atributos intrínsecos da espécie, como o tamanho corpóreo, com a presença ou ausência em determinada configuração de fragmentos de habitat, para uma gama muito ampla de espécies.
3. Muitas das espécies registradas em levantamentos de riqueza são muito instáveis, sofrendo catástrofes populacionais constantes, e com ocorrência imprevisível, cujo registro depende muito da sazonalidade e do clima durante o estudo, tais como os insetos, rãs, e até pequenos roedores.
4. Não é possível inferir instantaneamente, através da riqueza de espécies, certos processos que refletem as alterações mais tênues de empobrecimento ambiental, como é possível através do registro de diminuição de abundância previamente à extinção da espécie ou população. A única forma de entender o processo de extinção paulatina por registro de presença-ausência seria através da informação da diminuição histórica de distribuição de uma espécie. Mas esta informação histórica geralmente vem em uma escala grosseira, ou seja, quando a espécie já está extinta de grandes extensões.
5. A maioria das decisões de conservação são tomadas através de análises rápidas, que impossibilitam aprofundamento ou multidisciplinariedade abrangente. Métodos rápidos e de baixo custo, que possam ser amplamente aplicados em pesquisas de aperfeiçoamento acadêmico, aumentariam rapidamente a base de dados existente sobre a qualidade dos ambientes.

Portanto, por vários motivos, entre eles a impossibilidade de incorporar todas as espécies existentes em estudos comparativos, necessário ao entendimento dos processos de extinção, e de monitorar e manejar todos os aspectos da biodiversidade (Simberloff, 1998), uma das alternativas é utilizar espécies indicadoras, sensíveis a mudanças ambientais (ver Dale & Beyeler, 2001). Os predadores topo de cadeia, a onça-pintada *Panthera onca* e principalmente o puma *Puma*

concolor, e cadeia alimentar associada, são bons modelos para entender estes processos. Apesar de alguns estudos insinuarem que os predadores neotropicais não são imprescindíveis para o equilíbrio do ecossistema (Wright *et al.*, 1994; Caro *et al.*, 2004), estão, junto com outros mamíferos de grande porte, invariavelmente entre as primeiras espécies a desaparecer de um ambiente modificado (Eisenberg, 1980; Woodroffe & Ginsburg, 1998; Chiarello, 1999).

Devido a grande demanda de território e alimento para sobreviver, estes felinos são espécies indicadoras de conectividade e produtividade do ambiente, respectivamente. O puma é indicador de conectividade não apenas porque um único indivíduo precisa transitar por um grande território, de no mínimo 100 km² (10 por 10 quilômetros), mas porque a manutenção de uma população reprodutivamente ativa deve ocupar uma área muito maior. É também indicador de produtividade do ambiente porque um adulto consome diariamente de 3 a 4 kg de carne, o que representa de 1080 a 1440 kg de carne por ano, quantia que o ambiente habitado por pumas precisa necessariamente produzir, em forma de espécies-presa, para manter os indivíduos.

Um dos pontos mais importantes e mais desconsiderados no estudo dos processos de extinção e nos modelos de conservação são as informações detalhadas sobre as áreas onde as espécies-alvo deixaram de existir, ou onde existem em número reduzido. A grande maioria dos pesquisadores tende a estudar onde há concentração de espécies, pois é mais ‘produtivo’. Tendo em vista a forte influência humana na extinção das espécies, não é suficiente apenas entender quais as necessidades básicas das espécies para garantir suas conservação, é preciso entender como estas necessidades deixam de ser supridas com o avanço da colonização humana.

Em escala nacional, tanto o puma quanto a onça-pintada têm diminuído sua distribuição em áreas mais densamente povoadas do país, no litoral e do sul do Brasil. A onça-pintada desapareceu de vastas regiões mais rapidamente que o puma por ser maior, consumir mais alimento e portanto exigir uma maior produtividade ambiental. Para estas espécies, a grande maioria das UCs são pequenas, particularmente no sul do Brasil. Não sendo, portanto, adequadas para manter populações inteiras, funcionam pouco mais do que ‘trampolins’ (stepping stones), excetuando-se algumas excepcionalmente grandes localizadas no norte do país. Além disso, as

UCs cobrem apenas uma pequena porcentagem da distribuição total destas espécies, tornando as áreas fora dos limites de UCs as grandes mantenedoras das populações remanescentes destas espécies.

No estado de Santa Catarina há informações suficientes para compreender relativamente bem a extinção das espécies-alvo deste estudo. Ali a onça-pintada praticamente desapareceu, sendo importante entender que este fenômeno foi acompanhado por um empobrecimento ambiental que provocou o isolamento de populações de importantes espécies-presa a pequenas áreas, entre elas a anta, o queixada, o veado-campeiro, e o desaparecimento do tamanduá-bandeira, apenas para citar espécies de mamíferos. A situação ambiental é tão crítica que os porcos-do-mato cateto e queixada já foram equivocadamente considerados extintos por alguns estudiosos no Parque Estadual do Tabuleiro (Marterer e Cimardi, 2003), a maior UC do Estado (87.405 ha), e a população de veados-campeiro foi dada como fadada ao desaparecimento (Duarte, 1996). A restauração das características originais dos ecossistemas de Santa Catarina passaria pelo repovoamento da onça pintada, algo impensável em termos de manejo ambiental, pelo menos até o momento, tendo em vista a limitada capacidade de suporte do ambiente. Esta é uma das razões pelas quais é necessário prevenir as extinções destes animais, pois uma vez extintos o repovoamento é quase impossível, e o conseqüente empobrecimento ambiental, irreversível.

Devido a sua grande demanda ambiental e distribuição ainda suficientemente ampla, o puma é uma das poucas espécies adequadas para se avaliar, comparativamente, a perda de qualidade ambiental. Ao contrário de outros mamíferos ameaçados já citados, que estão geograficamente restritos, o puma ainda tem uma distribuição estadual generalizada, ocupando um maior número de áreas com potencialidade de restauração à sua condição original. A distribuição está relacionada com a existência de ambientes com vegetação original remanescente contínuos (Mazzolli, 1993) fazendo dele um bom indicador de qualidade ambiental.

Da mesma maneira que outras espécies desapareceram junto com a onça-pintada em função do empobrecimento ambiental, nas áreas onde deixou de existir o puma não desapareceu

sozinho. No litoral, por exemplo, as diversas espécies de veado, os porcos do mato, e as antas, principalmente, mas também a capivara e a paca (com poucas excessões), desapareceram, corroborando a idéia de que a extinção de um predador topo de cadeia é precedido por um empobrecimento generalizado da qualidade ambiental. Uma característica importante do litoral, que pode dar outras pistas do porquê do desaparecimento de tantas espécies, está relacionado com o uso da terra pelo homem.

Em face da insuficiência de UCs, os ambientes dos pumas são basicamente as áreas íngremes onde não houve ocupação humana devido à dificuldade de acesso, e também as propriedades de grande tamanho com vegetação remanescente. Para conhecer a distribuição dos municípios de acordo com as características de tamanho de propriedade, foi realizada uma consulta à base de dados do IBGE (1996), a partir do qual foi possível gerar um mapa de municípios que possuam pelo menos 5.000 hectares de terras formadas pela soma de propriedades com tamanho acima de 500 hectares. O resultado foi bastante aproximado à atual distribuição do puma em Santa Catarina. O litoral apresenta poucas áreas particulares extensas, justamente devido à intensa divisão da terra, o que parece ter sido determinante para desaparecimento da vegetação remanescente, da conectividade, do puma, e das espécies da qual depende.

Cabe aqui destacar um feito inédito de restauração ambiental no Estado de Santa Catarina, a partir da reversão da situação de desmembramento de propriedades no município de Antônio Carlos. Este figura entre os municípios que não possuem áreas particulares extensas, mas a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) de Caraguatá, com quase 5.000 ha, foi criada a partir da compra de várias áreas de menor tamanho. Depois de alguns anos de proteção efetiva, o puma, que havia desaparecido do local, e provavelmente do município, voltou a habitar a reserva. Iniciativas de criação de UCs particulares tem grandes potencialidades para contribuir com a conservação, caso tornem-se mais populares. A ocupação de novas áreas pelo puma, inclusive próximo a regiões urbanas, tem sido também registrada em outros locais do país (Breda *et al.*, 2003; Cunha, com. pes.).

Entre todos os modos de ocupação humana, aquele que ocorre em reservas florestais extrativistas talvez seja o que melhor mantenha a integridade ecológica em uma área explorada comercialmente. Outros ambientes para os pumas e onças, são aqueles onde atividades são geralmente conduzidas em extensões consideráveis, como a pecuária e a silvicultura.

De fato, alguns estudos foram realizados com onças e pumas em áreas de pecuária (e.g., onças: Schaller & Crawshaw, 1980; Crawshaw & Quigley, 1991; pumas: Mazzolli, 1993; Mazzolli *et al.*, 2002) e de silvicultura (Mazzolli, 2000).

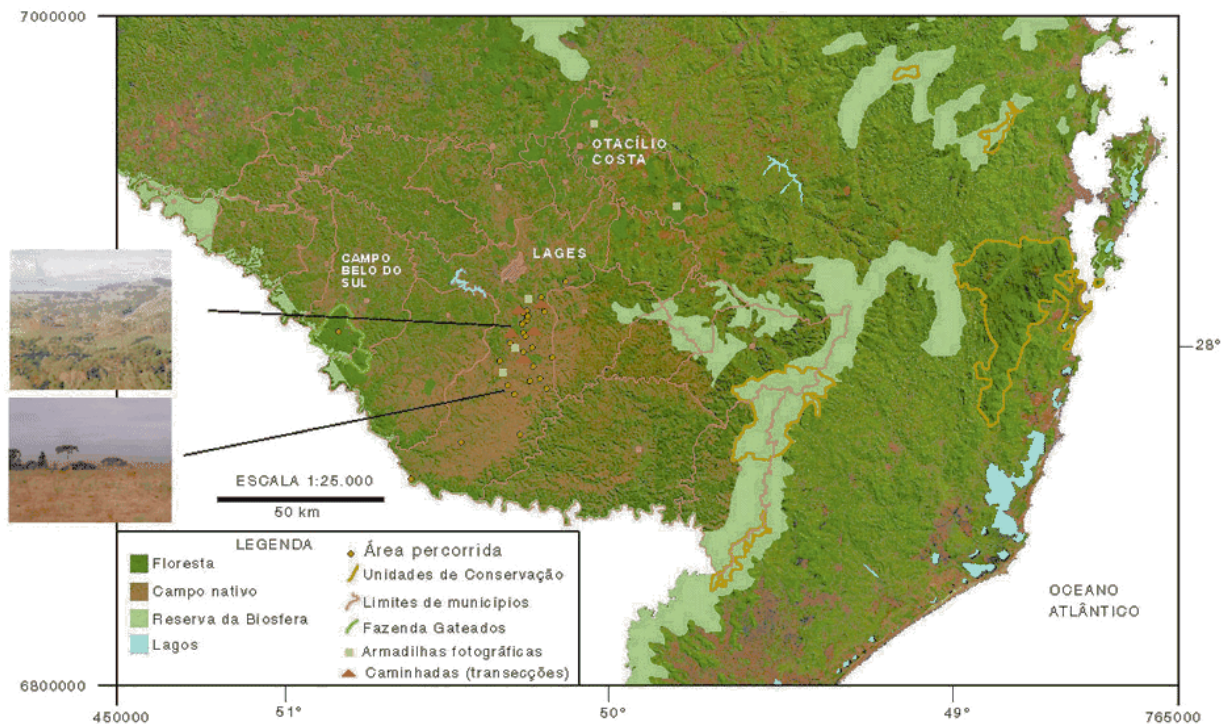
Tendo localizado os ambientes inóspitos para a presença do puma e cadeia alimentar associada, no estado de Santa Catarina (Mazzolli, 1993), o próximo passo para entender a provável existência de um gradiente de qualidade ambiental, e portanto os processos de extinção, seria estudar uma região onde suspeitava-se que condições de sobrevivência seriam apenas sub-ótimas, e em seguida onde as condições seriam ótimas (ou mais perto possível do ótimo). Sabendo que a presença do puma está mais associada com a declividade e possivelmente com a presença de florestas, o local de estudo escolhido deveria ter pouca declividade e pouca floresta nativa. A hipótese seria que a presença do puma estaria teoricamente garantida pela ausência do parcelamento extremo das propriedades, mas que, tanto a abundância e diversidade de presas, quanto a abundância do próprio puma, seria reduzida quando comparada a ambientes com declividade, e com maior área florestada.

A região escolhida foi a Microregião de Lages, conhecida popularmente como Planalto Catarinense (referido assim daqui em diante), onde campos e reflorestamentos de *Pinus* sp. substituem, por extensões consideráveis, a presença da floresta nativa, especialmente no município de Lages (campos), e Otacílio Costa (Pinus). Por serem municípios vizinhos, variáveis como declividade, conectividade, e parcelamento da terra, teriam mais chance de permanecer constantes, de maneira que esperava-se que diferenças na composição e abundância de fauna estariam mais relacionadas com a cobertura florestal, com características do uso da terra, e com ocupação humana, do que com variáveis que pudessem confundir a análise.

A microregião dos Campos de Lages localiza-se no planalto sul do Estado de Santa Catarina, com uma área de 15.570 km². Nos mapas do ano de 1991 esta microregião contava com 12 municípios (SEPLAN, 1991), mas houveram 7 desmembramentos e atualmente a microregião conta com 19 municípios.

A microregião é escassamente provida de UCs, a única área representativa sendo o Parque Nacional (PARNA) de São Joaquim, com 493 km², localizado na borda leste do planalto, nos limites da Floresta de Araucária e campos com a Mata Atlântica da encosta da Serra Geral. Isto representa 3.2% de toda a área da microregião, e portanto insuficiente para assegurar a conservação de muitas espécies. Em relação à mastofauna, o lobo-guará *Chrysocyon brachyurus*, o veado-campeiro *Ozotocerus bezoarticus*, e o queixada *Tayassu pecari* não estão contemplados com a proteção de UCs, no Estado de Santa Catarina.

Figura 1. Área de estudo, Otacílio Costa (reflorestamentos), Lages (pecuária), e Campo Belo do Sul (área florestada), com as divisas de municípios da Microregião de Lages. Note a existência de um gradiente florestal no município de Lages, com os campos predominado na porção centro-sul do município. Repare a baixa concentração de UCs em vista da extensão territorial. A Reserva da Biosfera em verde claro, apesar de abrangente, não possui proteção efetiva até o momento.



Na áreas ‘sub-ótimas’ de reflorestamento utilizou-se apenas fotocaptura para amostragem da fauna; na área de pecuária foram utilizadas fotocaptura, entrevista, registro de vestígio, e partes de animais mantidos por fazendeiros (peles, crânios, e chifres), e várias caminhadas para observação direta (transecções). Para registro de puma ainda foi incluído, adicionalmente, evidências de ataques a rebanho através de entrevistas, e por verificação *in loco* destes ataques. Os únicos dados disponíveis da área ‘ótima’ foram os de riqueza de espécies a partir de levantamentos de fauna para EIA/RIMA (Baesa-Bourscheid, 2003).

Para considerar a condição ambiental da área estudada, é necessário comparar esta condição com a de outras áreas.

A distância necessária para encontrar um animal é uma boa indicação da concentração de ocorrência da espécie, também chamada de abundância, a qual é indicativo da qualidade ambiental para estas espécies. Um problema ao se comparar a abundância desta forma é a de que as áreas com maior visibilidade propiciam maior chance de visualização. Existem maneiras de compensar esta desproporcionalidade, mas somente se um número mínimo de registros for obtido, o que nem sempre é possível, especialmente em áreas de baixa abundância. Sendo assim, é preciso compensar este erro com raciocínio lógico: um mesmo número de animais de uma mesma espécie, avistados em uma área aberta e em uma área de mata fechada, a maior abundância ocorre em área fechada, pois se vê um número igual com visibilidade menor.

Na área de pecuária percorreu-se, caminhando, um total de 190 quilômetros, sendo que apenas um número reduzido de espécies foi visualizada, quando comparado com estudos de outros locais (tabela 1).

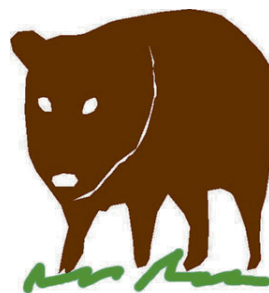


Tabela 1. Tabela de comparação de taxas de visualização de espécies, importantes na cadeia alimentar do puma, em quilômetros necessários para o encontro com um indivíduo ou grupo. Os dados da Área de Pecuária incluem somente 190 quilômetros de transecção linear (não inclui registros oportunistas). A variação corresponde a médias de mais de um local de estudo, obtidas com e sem inclusão de locais onde não houve encontro. E=localmente extinto, R=com registro visual, mas sem taxa, N=não ocorre. A nomenclatura latina segue Cherm *et al.* (no prelo), que recomenda as revisões pela ICZN (International Commission of Zoological Nomenclature).

Espécie		Estudos			
Nome comum	Nome latim	Emmons (1984) ¹	Chiarello (1999) ²	Área de reflorestamento (PR) ³	Área de pecuária
Anta	<i>Tapirus terrestris</i>	25-175	29-170	E	E
Capivara	<i>Hydrochoerus hydrochaeri</i>	N	0	80	0
Cateto	<i>Pecari tajacu</i>	R	10-59	11	E
Cutia	<i>Dasyprocta azarae</i>	R	3-5	0	16
Quati	<i>Nasua nasua</i>	R	29	80	0
Queixada	<i>Tayassu pecari</i>	R	83-500	E	E
Paca	<i>Cuniculus paca</i>	8-11	10-21	0	0
Tamanduá-mirim	<i>Tamandua tetradactyla</i>	22-78	12-20	0	0
Tapiti	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	14-100	9-14	0	0
Tatu-galinha	<i>Dasypus novemcinctus</i>	21-37	62-77	0	63
Veado-bororó	<i>Mazama nana</i>	N	N	80	0
Veado-mateiro ⁴	<i>Mazama spp.</i>	27-62	9-14	13	47

¹ Emmons, L.H. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica*, 16(3): 210-222. Os dados da Ilha de Barro Colorado (BCI) não foram incluídos devido a incomum concentração de fauna e/ou facilidade de observação nesta Ilha.

² Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89: 71-82.

³ Dados obtidos a partir de visualizações diurnas oportunistas durante levantamento de taxas de vestígios (Mazzolli, submetido,) em uma área de reflorestamento com grande parcela de floresta nativa, em General Carneiro, Estado do Paraná.

⁴ Emmons (1984) registrou apenas *M. americana*; em Chiarello (1999) *M. americana* e *M. gouazoubira*; na área de pecuária apenas *M. gouazoubira*.

Observando a tabela, nota-se que a situação da área de pecuária em questão é preocupante. Das 12 espécies avaliadas, três estão localmente extintas, outras 6 não foram observadas devido a sua baixa densidade, restando apenas três registradas visualmente. Após 190 quilômetros, seria de se esperar que o tamanduá-mirim, a paca e o quati, registrados com pouco esforço amostral nas outras áreas, pudessem ser também visualizados na área de pecuária, mesmo que em densidade baixa.

Em relação às espécies que foram avistadas, foi preciso caminhar muito mais para encontrar veados e cutia na área de pecuária do a média para as áreas de estudo de Chiarello (1999). A dificuldade de encontrar veados fica dentro dos limites registrados em Emmons (1984),

mas neste caso as espécies diferem: veado-pardo na Amazônia e veado-virá no sul do Brasil. Na área de reflorestamento do Paraná as caminhadas foram realizadas despreziosamente por estradas para registro de rastros e vestígios, e somente durante o dia, de maneira que os resultados são sub-estimativas. Mesmo assim é visível a maior qualidade ambiental em relação à área de pecuária, pois foi possível encontrar catetos e veados freqüentemente, e avistado o evasivo veado-bororó.

Cabe aqui ressaltar que se a probabilidade de encontrar espécies na área de pecuária fosse corrigida para comparar-se à probabilidade de detecção em áreas florestadas dos demais estudos, as diferenças na taxa de encontro seriam ainda maiores, pois grande parte das caminhadas foi realizada em áreas de maior visibilidade, tais como os campos naturais e florestas com pouco sub-bosque.

A presença e ausência de queixadas é uma importante fonte de informação sobre a qualidade dos ambientes, visto que desaparecem rapidamente de ambientes alterados. Os queixadas estão ausentes tanto da área de reflorestamento, quanto da área de pecuária, mas presentes em locais mais florestados, na Fazenda Gateados, às margens do Rio Pelotas. Catetos também são indicativos de qualidade ambiental, apesar de um pouco mais resistentes que os queixadas. Dois catetos foram registrados na área de pecuária mais florestada, ao norte de Lages, sendo que um foi abatido. Além desse único exemplar sobrevivente, não há indicações de população efetiva nesta área. Habitam, como os queixadas, as margens florestadas do Rio Pelotas, mas com distribuição mais ampla, incluindo o sul de Lages (ENGEVIX, 2003) e a região dos Gateados (Baesa-Bourscheid, 2003).

Armadilhas fotográficas foram instaladas em áreas de pecuária e reflorestamento, em um esforço amostral total de aproximadamente 460 armadilhas/noite. As distâncias entre as máquinas variaram de 400 metros a 3 quilômetros, e foram dispostas em bosques de floresta nativa, mesmo quando em área de reflorestamento. Este detalhe deve ser levado em consideração na análise de diversidade e abundância. Certamente uma amostragem em bosque de *Pinus* sp. deve resultar em uma diversidade e abundância inferiores ao da floresta nativa próxima.

O resultado foram 45 fotografias de 10 espécies, ou seja, 32% do total de 31 espécies registradas por métodos combinados (excetuando as registradas unicamente por entrevista, e portanto não confirmadas) (Tabela 2). Silveira *et al.* (2003) registrou 64% da fauna total de médios e grandes mamíferos após 870 armadilhas/noite, mas já havia obtido 50% do total de 28 espécies com esforço similar ao empregado aqui.

Com um esforço amostral ainda menor, de apenas 160 armadilhas/noite, Sanderson & Ignácio (2002) obtiveram 125 fotografias (incluindo aves), e 14 espécies de mamíferos, em uma floresta tropical bem preservada da Guiana, onde os animais mais abundantes foram os queixadas, catetos, pacas, e cutias.

O esforço amostral com fotocaptura foi maior na área de pecuária ($n=270$ armadilhas/noite) do que na de reflorestamento ($n=190$ armadilhas/noite), mas foi suficiente para observar alguns aspectos singulares da comunidade de mamíferos. O mamífero mais abundante em área de pecuária foi o veado-virá ($n=9$), enquanto nos reflorestamentos o mais abundante foi o tatu-galinha ($n=10$), seguido dos veados virá ($n=4$) e bororó ($n=2$). Nenhuma espécie de tatu foi fotografada na área de pecuária, e aqui cabe ressaltar que existe uma relação inversa da presença do gado e abundância de tatus (Mazzolli, 2002; no prelo). A ocupação da floresta pelo gado, em áreas de pecuária, reduz ou até suprime completamente o sub-bosque, expondo o tatu ao ataque de seus inimigos (cães e predadores naturais). De fato, constatou-se que quanto mais reduzido o sub-bosque, menor a presença de vestígios de tatu, uma das principais espécies-presa do puma (Mazzolli, 2000; Leite & Galvão, 2002).

A maior riqueza de espécies foi registrada em área de pecuária ($n=7$), quando comparada à área de reflorestamento ($n=5$), mas esta diferença pode ser resultado da amostragem desigual. Somente a continuação das pesquisas poderá elucidar se as diferenças de fato existem.

Tabela 2. Espécies registradas durante o estudo, incluindo todas as áreas (pecuária, reflorestamento, e mata ciliar do Rio Pelotas).

Nome Latim	Nome vernáculo	Tipo de registro ¹
<i>Alouatta fusca</i>	bugio	v
<i>Cabassous unicinctus</i>	tatu-de-rabo-mole	e
<i>Conepatus chinga</i>	zorrilho	v
<i>Cuniculus paca</i>	paca	f
<i>Cebus apella</i>	macaco-prego	l
<i>Cerdocyon thous</i>	graxaim	l
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	lobo-guará	e
<i>Dasybus novemcinctus</i>	tatu-galinha	c, f, v
<i>Dasybus septemcinctus</i>	tatu-mulita	c
<i>Dasyprocta azarae</i>	cutia	f, v
<i>Eira barbara</i>	irara	l
<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peludo	v
<i>Herpailurus yaguarondi</i>	jaguarundi	c
<i>Hydrochoerus hydrochaeri</i>	capivara	fe, p
<i>Leopardus pardalis</i>	jaguaririca	f, p
<i>Leopardus tigrinus</i>	gato-do-mato-pequeno, tigrina	l
<i>Leopardus wiedii</i>	gato-maracajá	l
<i>Lepus capensis</i>	lebre-européia	v
<i>Lontra longicaudis</i>	lontra	f, fe
<i>Mazama americana</i>	veado-pardo	l
<i>Mazama nana</i>	veado-bororó	f
<i>Mazama gouazoubira</i>	veado-virá	f, p, v
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	—
<i>Myocastur coypus</i>	raão do banhado	c
<i>Nasua nasua</i>	quati	f
<i>Ozotocerus bezoarticus</i>	veado-campeiro, veado branco	v, c
<i>Panthera onca</i>	onça-pintada	—
<i>Pecari tajacu</i>	cateto	c
<i>Procyon cancrivorus</i>	guaxinim, mão-pelada	f, p
<i>Pseudalopex gymnocercus</i>	raposa	f, p, v
<i>Pteronura brasiliensis</i>	ariranha	e
<i>Puma concolor</i>	puma, leão-baio	c, fe
<i>Sphiggurus villosus</i>	ouriço-cacheiro	v
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	tapeti	l
<i>Tamandua tetradactyla</i>	tamanduá-mirim	f, c
<i>Tapyrus terrestris</i>	anta	—
<i>Tayassu pecari</i>	queixada	l

¹ Abreviações: (c) carcassa, esqueleto, ou pele, (f) fotográfico, (fe) fezes, (e) unicamente por entrevistas (sem confirmação), (l) literatura, mas sem informação da metodologia empregada – relatórios de EIA/RIMA, (p) pegadas, (v) visualização, (—) extinto

O puma está ausente nas fotografias, e apenas um único registro foi obtido a campo, através da presença de fezes. Mazzolli (2000; submetido_b), fotografou um puma para cada 32 armadilha/noite em uma área de reflorestamento, mas as máquinas eram dispostas em trihas sabidamente utilizadas por pumas como passagem, através de pegadas, diferentemente da disposição aleatória de máquinas fotográficas durante o estudo atual, o que não permite uma comparação direta das taxas de fotocaptura.

Em relação aos vestígios, tanto no Parque Nacional (PARNA) de Aparados da Serra e Serra Geral, também um ecossistema de florestas de Araucária com campos, onde a prática da pecuária ainda persiste, quanto no sul do Paraná, em área de reflorestamento no município de General Carneiro, a frequência de puma foi muito mais alta. No PARNA foi registrado em cinco ocasiões e locais diferentes, por pegadas, depois de somente 17.3 quilômetros de caminhada no planalto, e duas vezes, através de registro de fezes, depois de 24.5 quilômetros, nos vales (Mazzolli, 2002). No sul do Paraná, encontrou-se pegadas em cinco ocasiões em 80 quilômetros (Mazzolli, submetido). Ambas as áreas diferiam da área de estudo por possuir maior cobertura florestal, estarem relativamente protegidos de caçadores, e no caso do PARNA, também maior declividade.

Tendo estas comparações de outras regiões como base, os tipos de atividade, seja ela pecuária ou reflorestamento, parece não influenciar tanto nos índices de abundância de puma e espécies-presa quanto a cobertura e qualidade das florestas nativas em sua área de abrangência.

O puma sempre foi perseguido, em toda sua distribuição, por atacar rebanhos domésticos (Currier, 1983). Interessantemente, os ataques a rebanhos só começaram a se intensificar e serem motivo de grandes perdas, no Estado de Santa Catarina, a partir de 1988, quando o IBAMA começou a receber denúncias formais de perdas de rebanhos. Os ataques iniciaram no Planalto Catarinense a partir de 1993, época em que ainda se praticava a criação extensiva de ovelhas, com rebanhos de várias centenas de animais.

Atualmente os rebanhos da área de estudo diminuíram em 73% devido aos ataques, e são mantidos em 'mangueiras' (currais) ou presos em galpões a partir do crepúsculo até o amanhecer,

como forma de tornar sustentável a criação de ovelhas. Isto porque o puma ataca continuamente ovelhas criadas extensivamente, e apenas ocasionalmente os rebanhos mantidos próximos a habitações. Mazzolli *et al.* (2002) relacionaram este comportamento à noção de risco que o predador possui em relação ao homem, em áreas onde é perseguido. Segundo este raciocínio, o predador só iria se arriscar próximo a habitações em caso de necessidade, como por exemplo durante uma redução na população de presas silvestres. Na área de pecuária foi possível corroborar esta hipótese, pois houveram ataques simultâneos em diversas fazendas vizinhas, sem o retorno do predador a um mesmo local previamente atacado. Se os ataques não estivessem relacionados a uma pressão externa, como a falta de alimento, deveriam ocorrer periodicamente, e não em ‘surto’, e se o predador não se desse conta do risco, não teria porque evitar o retorno a locais previamente atacados.

Há indicações de que os ataques sejam menos intensos em áreas de campo aberto (‘limpo’), pois algumas fazendas nestas áreas mantiveram criações de ovelhas sem quaisquer perdas para ataques de puma até o ano de 2004. Mas, neste caso, a explicação não estaria relacionada somente à abundância ou escassez de presas, mas sim à aparente e recente ampliação de distribuição do puma.

Os registros de ataques tardios em áreas de campo ‘limpo’ são indicações atuais de um provável avanço da presença do puma a partir de áreas mais florestadas, e talvez represente a continuação de um processo de recolonização mais amplo registrado a partir dos primeiros ataques a rebanhos no Planalto Catarinense na década de 90.

A noção de recolonização pressupõe que esta espécie havia desaparecido de áreas que previamente faziam parte de sua distribuição histórica. Diferentemente do que na maioria dos exemplos de extinção local, a diminuição de distribuição não foi causada por destruição do ambiente ou fragmentação de florestas. Houve uma retirada brutal de florestas de Araucária que, junto com a caça associada à presença dos lenhadores, e à adaptação para alimentar-se de rebanhos domésticos, certamente foram os precursores destas mudanças no comportamento e distribuição do puma. Mas o ambiente, do ponto de vista de sua estrutura básica, permaneceu

sem qualquer urbanização em grande escala que inviabilizasse a recolonização de criaturas como o puma. Certamente houve um processo de empobrecimento do ambiente, forte suficiente para provocar o desaparecimento temporário de espécies sensíveis.

Isto é um indicativo da fragilidade destas áreas, a partir das quais talvez possamos aprender sobre os limites ambientais mínimos para sobrevivência do puma e de toda a cadeia trófica da qual depende. Os resultados de reduzida diversidade e abundância de mamíferos na área de campo apenas corroboram o empobrecimento ambiental a que a área foi submetida.

O puma e várias espécies-presa são capazes de existir, apesar de que em baixa abundância, em áreas com pouca cobertura florestal, mas os dados insinuam que o equilíbrio para manutenção de toda a cadeia trófica torna-se muito sensível. Este frágil equilíbrio é ainda ameaçado por doenças transmitidas pelos animais domésticos, que podem manifestar em maior intensidade por ocasião de perda de habitat, como observado em cervídeos (Szabó *et al.*, 2003). Além de carrapatos, os cervídeos contraem algumas doenças que lhes são extremamente patogênicas, e contudo praticamente assintomáticas para o gado (Duarte, com.pes.). Portanto, o controle destas enfermidades deveria estar em pauta nos planos de desenvolvimento agropecuário sustentável. Nas propriedades rurais, cães os perseguem, podendo causar morte por miopatia de captura, mesmo não os alcançando (Duarte, com.pes.)

A maior diversidade, e certamente a maior abundância de espécies, está relacionada à maior cobertura florestal, como registrado aqui. O cateto, o queixada, e a anta sobrevivem apenas em locais com maior produtividade florestal. A fauna de grandes rebanhos de herbívoros adaptadas a áreas abertas de pastagens, comuns no velho mundo e na América do Norte, não encontra similar na América do Sul. Os poucos mamíferos de grande porte adaptados à situação campestre, na área de estudo, encontram-se em número extremamente reduzido, como o veado-campeiro e a capivara, justamente por estarem mais expostos e por isto mais suscetíveis à caça predatória.

Os depoimentos unânimes dos pecuaristas, entrevistados individualmente, criam uma controvérsia sobre este tema, pois afirmam que antes do ‘aparecimento’ do puma, na década de

90, haviam muito mais animais silvestres, e que o puma seria o responsável pela diminuição de suas próprias espécies-presa. Estes depoimentos, entretanto, não estão em desacordo com a teoria de processo de extinção e recolonização. Uma vez ausente o predador, as espécies presa tem maior chance de recolonizar e aumentar sua abundância, e assim permitir a recolonização do predador ausente.

Este estudo indica que a redução de florestas para níveis inferiores a 20%, no ecossistema de Florestas de Araucária, sob o atual sistema de uso da terra, fragiliza a manutenção da estrutura original da fauna de grandes mamíferos, e o contínuo parcelamento da terra irá somente agravar este problema. Esta fragilidade talvez pudesse ser contornada através de programas de enriquecimento ambiental, com manejos alternativos para valorizar a fauna e ecossistemas protegidos, com o aumento da cobertura e do estado de conservação da floresta nativa.

Agradecimentos

Este projeto foi realizado com auxílio financeiro da WWF e Ford Foundation, e com bolsa de doutorado da CAPES e CNPQ. O apoio do Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) foi fundamental, através de meu orientador, Thales R.O. Freitas, das coordenadoras Sandra Maria Hartz e Norma Wurdig, e demais professores e colegas. A Fundação Estadual do Meio Ambiente (FATMA), em Santa Catarina, através da colega Ana Verônica Cimardi, viabilizou a aquisição de seis armadilhas fotográficas adicionais para o estudo de campo. João Luiz Godinho, Marcos Evaldo Machado da Silva, e Davi Vieira da Rosa Fernandes, também da FATMA, gentilmente cederam cartas topográficas digitais da área de estudo. Jorge Luiz Fernandes cordialmente classificou a vegetação de uma imagem de satélite do município de Otacílio Costa. Luiz Pimenta e Ricardo B. Alves da Silva (Titi) auxiliaram em algumas etapas do georeferenciamento de imagens de satélite. Agradeço a hospitalidade de Estelamaris Agostini, professora da Universidade do Planalto Catarinense (UNIPLAC), e todos os professores e alunos com os quais convivi durante o projeto. Agradeço também os proprietários Benjamin Kuse de Faria (Fazenda Ferradura), Idênio Azulil Vieira (Fazenda Dourado), Ademir Alves e Rose Mari Camargo, José Antônio Riba Ribeiro, e Nassim Nacif, pela possibilidade de facilitar a minha permanência em suas propriedades.

Literatura citada

- Baesa-Bourscheid. 2003. *Relatório de salvamento de fauna e flora nas áreas de abrangência do AHE Barra Grande*, período Julho 2002 a Junho 2003. Porto Alegre. 12pp.
- Breda G., Corrêa M.F. de A., Hartz S. M. 2003. Presença de *Puma concolor* (Linnaeus, 1771) na região metropolitana de Porto Alegre, RS. In: Anais de Trabalhos Completos - VI Congresso de Ecologia do Brasil. Fortaleza: Editora da Universidade Federal do Ceará, 2003. v. 1, p.127-128. ISSN/ISBN: 8590395448.
- Caro T., Engilis Jr A., Fitzherbert E., Gardner T. 2004. Preliminary assessment of the flagship species concept at a small scale. *Animal Conservation* 7: 63–70.
- Cherem J.J., Simões-Lopes P.C., Althoff S., Graipel M.E. No prelo. Lista dos mamíferos de Santa Catarina, sul do Brasil. *Mastozoología Neotropical*. Versión on-line ISSN 1666-0536.
- Chiarello A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89: 71-82.
- Crawshaw Jr. P.G. & Quigley H.B. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *J. Zool. Lond.* 23: 357-370.
- Currier M.J. 1983. *Felis concolor*. *Mammalian Species* 200: 1-7.
- Dale V.H., Beyeler S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1:3–10.
- Duarte J.M.B. (ed). 1996. *Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos: Blastocerus, Ozotocerus, e Mazama*. Jaboticabal, SP. FUNEP. 238 pp.
- Eisenberg J.F. 1980. The density and biomass of tropical mammals. In: *Conservation Biology: an evolutionary perspective*. M.E. Soulé & B.A. Wilcox, pp. 35-55. Sinauer, Sunderland, Mass.
- ENGEVIX. 2003. *Relatório de Impacto ao Meio Ambiente (RIMA) da AHE de Pai Querê*.
- IBGE. 1996. Censo agropecuário. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Leite M.R.P. & Galvão F. 2002. El Jaguar, el puma y el hombre en tres áreas protegidas del bosque atlántico costero de Paraná, Brasil. In: Medellín R.A., Equihua C., Chetkiewicz C.L.B., Crawshaw Jr. P.G., Rabinowitz A., Redford K.H., Robinson J.G., Sanderson E., Taber A., eds., El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su condición actual, historia natural y prioridades para su conservación. Mexico, D.F., Prensa de la Universidad Nacional Autónoma de México / Wildlife Conservation, pp. 237-250.
- Lovejoy T.E., Bierregaard R.O., Rylands A.B., Malcon J.R., Quintela C.E., Harper L.H., Brown Jr. K.S., Powell A.H., Powell G.V.N., Schubart H.O.R., Hays M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: *Conservation Biology, the Science of Scarcity and Diversity*. Soulé, M.E. (ed.), pp. 257-285. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- MacArthur R.H. & Wilson E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.

- MacNab B.K. 1963. Bioenergetics and the determination of home range size. *The American Naturalist*. 97: 133-140.
- Marterer B.T.P & Cimardi A.V. Fauna, in: *A natureza do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro*, Fundação do Meio Ambiente (FATMA), pgs. 55-68. Fundação do Meio Ambiente, Florianópolis, SC.
- Mazzolli M. 1993. Ocorrência de *Puma concolor* em áreas de vegetação remanescente de Santa Catarina, Brasil. *Revta Bras. Zoo*. 10 (4): 581-587.
- Mazzolli M. Submetido a. Mountain lion site use constrained by the abundance of prey species and landscape attributes in southern Brazil: evidence from indirect methods. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*.
- Mazzolli M. Submetido b. Forestry systems as habitats for mountain lions and ocelots: evidence from live-trapping, remote photography, and track-matching analysis. *Mastozoologia Neotropical*.
- Mazzolli M. 2000. A comparison of habitat use by the mountain lion (*Puma concolor*) and kodkod (*Oncifelis guina*) in the southern Neotropics with implications for the assessment of their vulnerability status. *M.Sc. thesis*. University of Durham, Durham, UK. 157pp.
- Mazzolli M. 2002. Avaliação ecológica rápida para a revisão do plano de manejo dos Parques Nacionais de Aparados da Serra e Serra Geral, Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul-Componente mastofauna. *Relatórios parcial e final*. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA)/ Socioambiental Consultores Associados LTDA. Florianópolis, SC.
- Mazzolli M. No prelo. Relação da cobertura florestal e manejo bovino com a presença do tatu-galinha *Dasybus novemcinctus* em sistemas pecuários. *VIII Mostra de trabalhos de iniciação `a pesquisa e VII jornada de ensino, pesquisa e extensão*. 27 de outubro de 2004. Lages, SC.
- Mazzolli M., Graipel M.E., Dunstone N. 2002. Mountain lion depredation in southern Brazil. *Biological Conservation* 105: 43-51.
- Michalski F. & Hasenack H. 2002. Status, distribuição, e conservação dos mamíferos do Rio Grande do Sul, RS, Brasil. *Relatório das atividades desenvolvidas no Parque Nacional de Aparados da Serra e Serra Geral*. Associação Pró-carnívoros. Atibaia, SP.
- Myers N., Mittermeyer R.A., Fonseca G.A.B., Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Paglia A.P., Paese A., Bedê L., Fonseca M., Pinto L.P., Machado R.B. 2004. Lacunas de conservação de áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados Mata Atlântica. Pp. 39-50. In: *Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Volume II - Seminários. Fundação o Boticário de Proteção `a Natureza e Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação. Curitiba, PR.
- Quigley H.B. & Crawshaw Jr. P.G. 1992. A conservation plan for the jaguar *Panthera onca* in the Pantanal region of Brazil. *Biological Conservation* 61: 149-157.

- Sanderson E.W., Redford K.H., Chetkiewicz Cheryl-Lesley B., Medellin R.A., Rabinowitz A.R., Robinson J.G., Taber A.B. 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology*, 16 (1): 58-72.
- Sanderson J. & Ignacio L. 2002. Non-Volant Mammal Survey Results from the Eastern Kanuku Mountains, Lower Kwitaro River, Guyana, pgs. 47-50 In: J.R. Montambault & O. Missa, eds., A Biodiversity Assessment of the Eastern Kanuku Mountains, Lower Kwitaro River, Guyana. *RAP Bulletin of Biological Assessment* 26. Conservation International, Washington DC. 86pp.
- SEPLAN. 1991. Atlas escolar de Santa Catarina. Secretaria de Estado e Coordenação Geral e Planejamento (SEPLAN). Imprensa Oficial do Estado de Santa Catarina (IOESC). Florianópolis, Santa Catarina. 135 pp.
- Schaller G.B. & Crawshaw Jr. P.G. 1980. Movement patterns of jaguar. *Biotropica* 12: 161-168.
- Silveira L., Jácomo A.T.A., Diniz-Filho J.A.F. 2003. Camera trap, line transect census, and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83 (3): 247-257.
- Szabó M.P.J. , Labruna M.B., Pereira M.C., Duarte J.M. 2003. Ticks (Acari: Ixodidae) on Wild Marsh-Deer (*Blastocerus dichotomus*) from Southeast Brazil: Infestations Before and After Habitat Loss. *J.Med.Entomol.* 40 (3):268-274.
- Woodroffe R. & Ginsberg J.R. 1998. Edge effects and the extinctions of populations inside protected areas. *Science* 280: 2126-28.
- Wright S.J., Gompper M.E., Deleon B. 1994. Are large predators keystone species in neotropical forests — the evidence from Barro Colorado Island. *Oikos* 71 (2): 279-294.