

Técnicas de Levantamento e Monitoração de Populações de Carnívoros



República Federativa do Brasil

Luiz Inácio Lula da Silva

Presidente

Ministério da Agricultura e do Abastecimento

Roberto Rodrigues

Ministro

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa

Conselho de Administração

José Amauri Dimárrzzio

Presidente

Clayton Campanhola

Vice-Presidente

Alexandre Kalil Pires

Dietrich Gerhard Quast

Sérgio Fausto

Urbano Campos Ribeiral

Membros

Diretoria-Executiva da Embrapa

Clayton Campanhola

Diretor-Presidente

Gustavo Kauark Chianca

Herbert Cavalcante de Lima

Mariza Marilena T. Luz Barbosa

Diretores Executivos

Embrapa Pantanal

Emiko Kawakami de Resende

Chefe-Geral

José Anibal Comastri Filho

Chefe-Adjunto de Administração

Aiesca Oliveira Pellegrin

Chefe-Adjunto de Pesquisa e Desenvolvimento

José Robson Bezerra Sereno

Chefe-Adjunto de Comunicação e Negócios

Documentos 73

Técnicas de Levantamento e Monitoração de Populações de Carnívoros

Walfrido Moraes Tomas
Flavio Henrique G. Rodrigues
Roberto Fusco

Corumbá, MS
2004

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Pantanal

Rua 21 de Setembro, 1880, CEP 79320-900, Corumbá, MS

Caixa Postal 109

Fone: (67) 233-2430

Fax: (67) 233-1011

Home page: www.cpap.embrapa.br

Email: sac@cpap.embrapa.br

Comitê de Publicações:

Presidente: *Aiesca Oliveira Pellegrin*

Secretário-Executivo: *Suzana Maria Salis*

Membros: *Débora Fernandes Calheiros*

José Robson Bezerra Sereno

Secretária: *Regina Célia Rachel dos Santos*

Supervisor editorial: *Suzana Maria Salis*

Revisora de texto: *Mirane Santos da Costa*

Normalização bibliográfica: *Romero de Amorim*

Tratamento de ilustrações: *Regina Célia R. dos Santos*

Foto da capa: *Walfredo Moraes Tomas*

Editoração eletrônica: *Regina Célia R. dos Santos*

Élcio Lopes Sarath

1^a edição

1^a impressão (2004): formato digital

Todos os direitos reservados.

A reprodução não-autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Pantanal

Tomas, Walfredo Moraes.

Técnicas de levantamento e monitoração de populações de carnívoros / Walfredo Moraes Tomas, Flávio Henrique Guimarães Rodrigues, Roberto Fusco. – Corumbá: Embrapa Pantanal, 2004.

34p.; 16 cm. (Documentos / Embrapa Pantanal, ISSN 1517-1973; 73)

1.Fauna - Monitoramento - População. 2.Carnívoro - Levantamento - População. 3.Levantamento - População - Carnívoro. I. Rodrigues, Flávio Henrique G. II. Fusco, Roberto. III. Embrapa Pantanal. IV. Título. V. Série

CDD: 591.7 (21.ed.)

Autores

Walfredo Moraes Tomas

Mestre em Ciências de Vida Selvagem
Embrapa Pantanal
Rua 21 de Setembro, 1880, Caixa Postal 109,
CEP 79.320-900, Corumbá, MS
Telefone (67) 233-2430
tomasw@cpap.embrapa.br

Flavio Henrique G. Rodrigues

Biólogo, Ph.D. em Ecologia
Universidade Federal de Minas Gerais e
Associação para Conservação dos Carnívoros
Neotropicais - Pró-Carnívoros
Av. Antônio Carlos, 6627
Caixa Postal 486
31270-910 Belo Horizonte, MG
rodrigues@icb.ufmg.br

Roberto Fusco

Biólogo, BS em Ciência Biológicas
Instituto de Pesquisas Cananéia – ONG Cananéia
Rua Tristão Robô, 199
11990-000 Cananéia, SP
coordenação@ipecpesquisas.org.br

Apresentação

Carnívoros são mamíferos de hábitos geralmente elusivos, noturnos e que ocorrem em densidades relativamente baixas. Estas características fazem com que estimativas de tamanho e densidade de populações, bem como inferências sobre as tendências das mesmas, sejam difíceis.

Diferentes técnicas vêm sendo utilizadas em levantamentos de carnívoros, e o principal fator que influencia as estimativas é a detectabilidade. Raramente todos os animais presentes em uma dada área são detectados num levantamento, e a maioria das estimativas são baseadas em contagens incompletas. Por outro lado, nem sempre se faz necessário a obtenção de estimativas de abundância absoluta ou de densidade absoluta, e um índice de abundância pode ser o suficiente para, por exemplo, avaliar as tendências da população. Índices de abundância precisam ter uma forte correlação com a abundância absoluta ou com a densidade, para que sejam úteis. Índices podem ser obtidos de contagens incompletas, em relação ao esforço empregado, usando sinais da presença de animais, fotografia remota e outras técnicas. Métodos para estimar a densidade ou abundância absoluta podem ser divididos em diretas e indiretas.

Entre as técnicas diretas estão aquelas baseadas na observação e contagem de animais, como os transectos em faixa e lineares. As técnicas indiretas para estimar abundância podem ser baseadas em captura-marcação-recaptura, utilizando fotografia remota e genética molecular, métodos de remoção, entre outros. A monitoração de tendências de uma população requer estimativas independentes ao longo do tempo, e também precisão adequada destas estimativas para que se obtenha poder estatístico para inferir sobre estas tendências. Para espécies Neotropicais, são raros os estudos que utilizam técnicas adequadas de levantamento, e praticamente não existem trabalhos de monitoração a longo prazo de tendência das populações.

Emiko Kawakami de Resende
Chefe-Geral da Embrapa Pantanal

Sumário

Técnicas de Levantamento e Monitoração de Populações de Carnívoros	9
Introdução.....	9
Detectabilidade.....	10
Índices de abundância.....	10
Índices baseados em vestígios).....	11
Índices baseados em observação direta.....	12
Índices baseados em fotografia remota.....	13
Relação entre índices e abundância	14
Tamanho e densidade de populações.....	16
Amostragens de distâncias (transectos lineares).....	17
Transectos em faixa.....	18
Levantamentos aéreos	18
Captura-marcação-recaptura.....	19
Genética molecular	20
Rastros.....	20
Métodos de remoção.....	22
Radio-telemetria.....	22
Monitoração de tendências populacionais.....	23
Levantamento e monitoração de populações de carnívoros Neotropicais.....	24
Referências Bibliográficas.....	28

Técnicas de Levantamento e Monitoração de Populações de Carnívoros

*Walfredo Moraes Tomas
Flávio Henrique G. Rodrigues
Roberto Fusco*

Introdução

O conhecimento do tamanho ou densidade de uma população muitas vezes é um requerimento vital para seu manejo efetivo (Caughley e Sinclair, 1994). Este é um dos meios mais diretos de se medir o sucesso de planos de manejo ou conservação. Este conhecimento também permite fazer inferências sobre as tendências da população estudada. A efetividade de áreas protegidas em manter populações viáveis de uma dada espécie pode também ser medida, numa primeira abordagem, se boas estimativas do tamanho e/ou densidade das populações de interesse e suas tendências forem obtidas. Finalmente, estudos ecológicos podem requerer estimativas de tamanho ou densidade para explicar padrões em ecossistemas ou comunidades.

Populações não são absolutamente estáveis ao longo do tempo. Flutuações na abundância podem existir, e elas existem, em vários níveis, desde imperceptíveis até flutuações dramáticas tanto positivas quanto negativas. Flutuações podem não ser tão importantes sob o ponto de vista de manejo ou conservação, desde que algum critério de nível aceitável de variação seja adotado e não ameacem a viabilidade da população ou os objetivos do plano de manejo.

Estimativas do tamanho de população não são sempre necessárias. Em alguns casos, um índice de abundância é suficiente para inferir sobre mudanças na população alvo ao longo do tempo. Um índice também pode permitir comparações entre diferentes populações num mesmo momento.

Carnívoros tendem a ser crípticos, noturnos e ocorrerem em densidades relativamente baixas. Estes aspectos tornam mais difícil o trabalho de biólogos de campo, quando o objetivo é fornecer estimativas de abundância e/ou monitorar tendências de populações. Grandes carnívoros são um caso extremo, já que suas densidades tendem a ser baixas, e os levantamentos requerem a inclusão de grandes áreas amostradas e um esforço amostral enorme para se obter tamanho

adequado de amostras e precisão das estimativas. Além disso, a captura de grandes carnívoros é mais difícil e cara do que para espécies de tamanho pequeno. Finalmente, espécies raras são quase sempre difíceis de detectar, fazendo o trabalho de monitoração das tendências de suas populações se tornar um objetivo bastante complicado.

No que se refere aos levantamentos de abundância de populações, estes aspectos irão influenciar várias características do estudo, como detectabilidade, precisão, acurácia, relação índice/abundância, poder estatístico, e suficiência de amostras, as quais devem ser consideradas quando se planeja um levantamento ou monitoração de população.

Detectabilidade

Um dos maiores erros que continuam sendo cometidos por biólogos de campo é acreditar que todos animais em uma dada área amostrada podem ser registrados e contados. Contagens totais, mesmo em unidades amostrais, raramente são possíveis, e neste caso, são chamadas de censos. Quando contagens totais não são possíveis, diz-se que as estimativas são baseadas em contagens incompletas. Em abordagens de estatística básica, assume-se que a variável de interesse é registrada sem erro em cada unidade amostral. Entretanto, na maioria das situações de amostragens de populações animais, isso não é verdade. A probabilidade de um alvo ser detectado em uma unidade amostral, não importa se avistado, ouvido, capturado ou sua presença registrada através de outro meio qualquer, é chamada de detectabilidade. Quase sempre, esta probabilidade (p) não pode ser conhecida, mas pode ser estimada por diferentes métodos, tais como contagem dupla, esquemas de captura-recaptura, amostragem de distâncias, etc. Na verdade, a maioria das técnicas de amostragem para levantamentos de populações animais são estratégias para se estimar e corrigir erros associados à probabilidade de detecção.

Índices de abundância

A obtenção de estimativas acuradas de tamanho absoluto de populações ou suas densidades é difícil (Gibbs, 2000). Uma solução freqüentemente usada por biólogos de campo é utilizar índices de abundância. Um índice é um valor que se espera que mude proporcionalmente com mudanças na abundância absoluta (Thompson et al., 1998). Caughley (1977) chamou isso de um co-relativo mensurável da densidade, o qual é presumivelmente relacionado com a

abundância verdadeira (Gibbs, 2000). A natureza da variação na abundância pode ser temporal ou espacial, e o índice auxilia a inferir sobre a magnitude desta variação. Quanto mais forte for a relação linear entre um índice e a abundância real da população, melhor é o índice. Apesar de estudos analisando a relação índice/abundância serem raros, eles são essenciais para se inferir sobre a confiabilidade do índice de abundância.

Na maioria das vezes, a abundância real não pode ser estimada com base em índices, a menos que um modelo de regressão entre o índice e as respectivas estimativas de abundância tenha sido obtido em áreas com diferentes tamanhos de população. Geralmente, este não é o caso em estudos de campo envolvendo levantamentos de populações. A relação entre um índice e o tamanho de populações é influenciada por vários fatores, tais como desenho amostral adequado, probabilidade de detecção, precisão das estimativas e padronização de métodos. Existem duas premissas principais que devem ser respeitadas quando se decide utilizar índices: o índice deve ser monotônico e linearmente relacionado com a variável que está sendo indexada, com intersecção na origem (Thompson et al., 1998). A Fig. 1A ilustra as características de um índice "ideal". A variância amostral do índice deve ser pequena ou a coleta de dados deve ser suficientemente fácil, de forma que a variância possa ser reduzida pelo aumento do tamanho da amostra (Thompson et al., 1998).

Índices baseados em vestígios

Índices podem ser obtidos com base em vários sinais indicando a presença de mamíferos carnívoros. Rastros são comumente utilizados para um amplo leque de espécies, e podem ser utilizados de várias maneiras e para diferentes técnicas, tais como contagens ao longo de transectos ou estimando a freqüência de ocorrência em um conjunto de estações de rastros. Atrativos podem ser utilizados, especialmente em estações de rastros. Entretanto, Wilson e Delahay (2001) alertam para o fato de que pode ser difícil relacionar tendências da população absoluta com valores de índices baseados em rastros, e que a relevância biológica das mudanças do índice deve ser vista com cuidado sob a luz de conhecimento da ecologia da espécie estudada.

Índices podem ser obtidos também através da contagem de outros tipos de sinais da presença de carnívoros, tais como fezes, desde que as fezes possam ser acuradamente atribuídas à espécie de interesse. Entretanto, deve-se levar em conta o fato de que a taxa de defecação pode variar com a estação do ano, idade e estado fisiológico. Além disso, a distribuição das fezes em uma dada área pode mudar sazonalmente, especialmente para carnívoros que apresentam variações no

comportamento de marcação através de odores (Delahay, 2001). Para grandes carnívoros, um outro problema é a pequena chance de se encontrar fezes em grandes áreas, já que a densidade destas espécies tende a ser baixa, requerendo um enorme esforço amostral, o qual pode não ser realista.

De acordo com Wilson e Delahay (2001) existem duas abordagens principais para se estimar índices de abundância por contagens de fezes: quantificando-se o estoque de fezes em um determinado instante ou quantificando-se a sua taxa de acumulação. A quantificação do número de pilhas fecais pode ser feita ao longo de transectos em faixa (p.e., Lockie, 1964) ou em quadrados ou segmentos de transectos em faixa (p.e., Stratchan e Jeffries, 1996). Para se quantificar a taxa de acumulação é necessário remover as pilhas fecais das unidades amostrais (quadrados, sub-unidades em transectos em faixa, etc) e recontá-las após um dado período de tempo. Dois fatores podem influenciar este tipo de levantamento: a taxa de decomposição das fezes e a possível influência de sua remoção sobre o comportamento da espécie de interesse (Wilson e Delahay, 2001).

A contagem de estruturas visíveis relacionadas com a presença de carnívoros pode ser também usada para estimar índices. Alguns carnívoros constroem tocas conspícuas para proteção e/ou reprodução, as quais podem facilmente serem utilizadas como um indicador da abundância em uma dada área (Wilson e Delahay, 2001). Entretanto, o uso de tocas como indicador da abundância de carnívoros deve ser examinado com cuidado, com base em informações sobre comportamento social, já que muitas espécies vivem em grupos e usam tocas comunitárias. Além disso, algumas espécies parecem usar mais de uma toca em dado período, o que pode levar a conclusões distorcidas sobre a abundância.

Índices baseados em observação direta

Observações diretas também podem fornecer dados para se estimar um índice de abundância. Neste caso, os números são usualmente relacionados com um dado esforço amostral, como o tempo despendido no levantamento, distância amostrada em transectos e assim por diante. Para se obter um bom índice, o esforço deve ser padronizado ao longo do levantamento e em toda a área amostrada, mas também entre diferentes áreas amostradas, para ser comparável.

Geralmente, a taxa de encontro (número de registros obtidos por unidade de esforço, que pode ser uma unidade de tempo, de comprimento, etc) é o índice mais utilizado, para a qual correções de erros de visibilidade (detectabilidade) não são utilizadas. Assim, não se tem nenhuma idéia sobre a abundância real, o que não impede que a taxa de encontro seja utilizada para detectar tendências ou para comparar duas ou mais áreas de estudo. Quando contagens são obtidas de

unidades amostrais definidas, como em transectos em faixa, e correções de erros de visibilidade não são feitas, a densidade aparente pode também ser utilizada como um índice de abundância.

Contagens feitas à noite com auxílio de um facho de luz têm sido usadas para gerar índices de abundância baseados em observação direta de algumas espécies, como a raposa orelhuda *Vulpes macrotis*, mas quase sempre com pouca correlação com estimativas de tamanho das populações (Warrick e Harris, 2001). Por outro lado, Gehrt (2002) indicou que este método é útil para monitorar tendências em populações de guaxinim (*Procyon lotor*), mas recomenda cautela quanto ao uso deste método para comparar índices entre populações em habitats de características diferentes ou em avaliações de populações cujas densidades são baixas.

Índices baseados em fotografia remota

A detecção remota através de fotografias ou vídeos pode produzir índices de abundância confiáveis (Tomas e Miranda, 2003). Este tipo de amostragem é interessante se não há um meio de identificar indivíduos na população de forma a permitir o uso de marcação-recaptura para estimar seu tamanho, como é o caso da muitas das espécies de carnívoros neotropicais (p.e. Maffei et al., 2002). Um exame cuidadoso dos dados deve ser feito, considerando especialmente os conhecimentos sobre comportamento social da espécie estudada, já que agrupamentos sociais quase sempre resultam em falta de independência entre detecções dos indivíduos. Neste caso, câmeras de vídeo podem funcionar melhor do que câmeras fotográficas (Wilson e Delahay, 2001), já que permitem a identificação de grupos detectados ao longo do tempo de exposição, ao invés de indivíduos. O sucesso do uso de câmeras é extremamente dependente do local onde o equipamento é colocado. Mais ainda, até mesmo a direção para a qual uma câmera é focada pode alterar significativamente a probabilidade de detecção de uma dada espécie e, portanto, seu uso exige uma boa experiência de campo. Uma das grandes tentações resultantes do uso de câmeras fotográficas automáticas é a de se aproveitar as fotos de todas as espécies detectadas numa dada área. Seria racional do ponto de vista econômico fazer isso, mas nunca se deve esquecer que um conjunto de câmeras armadas numa área tem algumas características fixas: a densidade das câmeras, os habitats e micro-habitats nas quais elas se encontram e a direção para a qual cada máquina está focada. Estes aspectos são fundamentais para definir as chances de detecção de cada uma das espécies. Sabe-se que o mesmo protocolo não serve para amostrar espécies com áreas de vida, densidade e preferências por habitats diferentes, o que pode levar à obtenção de números sem nenhum significado demográfico, biológico ou

estatístico, para a maioria delas. Assim, cautela no uso de câmeras (ou qualquer outro tipo de amostragem por ponto) é altamente recomendada.

Uma outra alternativa é atrair animais para pontos de amostragem utilizando a técnica de gravação e uso de vocalizações, como aplicado em leões por Ogutu e Dublin (1998). Esta técnica pode ser facilmente associada com câmeras para amostrar populações de carnívoros solitários, mas atenção especial deve ser dada às possíveis respostas comportamentais associadas às diferenças sexuais, sazonalidade e outros fatores. Para onças-pintadas, por exemplo, esta técnica pode ser problemática, já que efeitos de dominância associada às vocalizações podem levar a respostas opostas, ou seja, inibir a aproximação de certos indivíduos ao ponto de amostragem (Peter Crawshaw, comunicação pessoal). Estações de odores equipados com câmeras podem também ser alternativas interessantes, e um índice baseado em presença-ausência pode ser facilmente obtido.

Relação entre índices e abundância

Índices apresentam algumas características que devem ser levadas em conta. A relação entre o índice e a abundância real pode não ser linear, tomando formas nas quais as mudanças do índice não refletem as mudanças na população (Gibbs, 2000). Uma relação não linear pode ocorrer quando um índice se torna “saturado” em populações am altas densidades (Fig. 1 B). Outro exemplo ocorre quando presença/ausência é usada para estimar um índice. A um dado ponto, quando todas as unidades amostrais são usadas (100% delas contêm sinais da presença da espécie de interesse) o índice não varia mais, mesmo que a abundância real aumente.

Um outro problema que deve preocupar quem conduz levantamentos de populações de carnívoros através de índices está relacionado com flutuações abaixo do limite inferior de sensitividade do índice (Fig. 1 C). Em densidades muito baixas, se o número de unidades amostrais é pequeno, observadores podem simplesmente falhar em registrar indivíduos ou sinais mesmo que eles estejam presentes na área estudada. Conseqüentemente, a detecção de mudanças abaixo deste limite é “bloqueada” (Gibbs, 2000). Esta situação tende a ocorrer para espécies raras, ameaçadas ou incomuns (Zielinski e Stauffer, 1996). Devido às premissas inerentes ao uso de índices e à falta generalizada de informações que demonstrem que é realista obedecê-las, Lancia et al. (1994) e Thompson et al. (1998) recomendam cautela em seu uso, exceto quando não existirem alternativas razoáveis.

Finalmente, a validação do índice em contraste com estimativas da abundância absoluta é necessária, e isso tem sido feito com sucesso para algumas espécies, como leões, leopardos *Panthera pardus*, e cães selvagens *Lycaon pictus* (Stander, 1998), raposa vermelha (Servin et al., 1987; O'Donoghue et al., 1997), guaxinim, "bobcats" *Felis rufus*, e raposa cinzenta *Urocyon littoralis* (Conner et al., 1983), e raposa orelhuda (Warrick e Harris, 2001). Inconsistências têm sido evidenciadas em vários casos (p.e., Diefenbach et al., 1994; Sergeant et al., 1998; Smith et al., 1994; Gehrt, 2002), e muitas publicações também registram uma falta de correlação entre índices e estimativas de tamanho de populações de outras espécies não carnívoras. Finalmente, o uso de rastros para individualização de animais em uma população para obtenção de índices pode criar "novos indivíduos" devido às inconsistências desta técnica. A Fig. 1D ilustra um caso teórico de um índice que tende a aumentar enquanto o tamanho real da população se mantém estático.

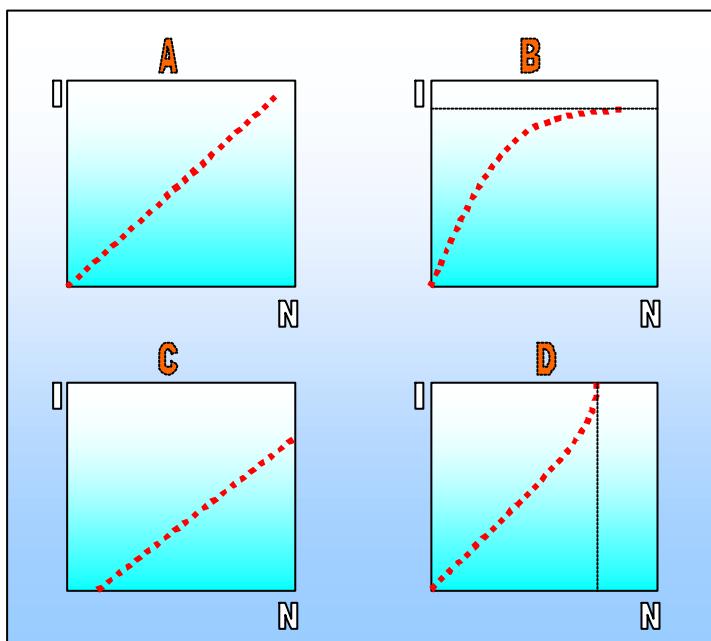


Fig. 1. Exemplos de relação entre índices de abundância (I) e tamanho de populações (N). Em A está representada uma relação linear e monotônica entre I e N . Em B esta relação possui um ponto de saturação; Em C, o índice mostra-se limitado quanto à detecção de abundância. Em D, o índice tem um viés de exagerar na indexação do tamanho da população mesmo que esta permaneça estável.

Tamanho e densidade de populações

Quando informações sobre a abundância absoluta são necessárias, as técnicas disponíveis podem ser separadas em duas classes: A) contagens completas, nas quais todos os indivíduos presentes na área de estudo ou em unidades amostrais são observados e B) contagens incompletas, nas quais apenas uma parte dos indivíduos existentes é detectada (Caughley e Sinclair, 1994; Lancia et al., 1994; Wilson e Delahay, 2001). Contagens incompletas podem também ser divididas em métodos diretos e indiretos (Caughley e Sinclair, 1994; Lancia et al., 1994). Métodos diretos são aqueles nos quais os animais observados são direta e acuradamente registrados pelo observador (como em contagens aéreas, transectos em faixas, transectos lineares, capturas, etc), enquanto em métodos indiretos a estimativa pode ser feita através de estratégias ou artefatos que não requerem contagens acuradas dos animais, como em captura-recaptura, “change-in-ratio” ou índice-manipulação-índice (Caughley, 1977; Caughley e Sinclair, 1994).

Quando se planeja estimativas de tamanho de populações, uma preocupação deve ser um protocolo de amostragem adequado, e uma extensiva literatura sobre este aspecto está disponível (e.g. Caughley e Sinclair, 1994; Lancia et al., 1994; Sutherland, 1996; Thompson et al., 1998; Gibbs, 2000). Cuidados devem ser direcionados para aspectos importantes, como precisão e acurácia, independência entre unidades amostrais, estratégia de amostragem, implicações de amostragem aleatórias e não aleatórias, estratificação da área de estudo e, finalmente, a biologia e o comportamento da espécie de interesse.

Para carnívoros, as técnicas são basicamente aquelas consideradas padrões para levantamentos de fauna, com algumas adaptações às características das espécies. Contagens completas são praticamente impossíveis, como discutido anteriormente, e contagens incompletas têm sido a regra. Contagens incompletas, também chamadas métodos de enumeração, somente produzem resultados sem viés quando as premissas de cada método são razoavelmente satisfeitas (Thompson et al., 1998).

Amostragem de distâncias (transectos lineares)

Métodos diretos apresentam um amplo leque de dificuldades, dependendo de vários fatores, tais como tamanho corporal, densidade, tipo de habitat, comportamento, período de atividade, e custo. Um dos mais consistentes métodos é o de amostragem de distâncias (Buckland et al., 1993). As três premissas mais importantes são: A) todos os animais sobre a linha do transecto são detectados sem erro, B) indivíduos detectados são registrados em sua posição original e C) as distâncias são registradas sem erro. Entretanto, em algumas situações é difícil de se obedecer estas premissas (p.e. Duckworth, 1998).

Transectos ou contagens por pontos em amostragem de distâncias são úteis para espécies que podem gerar uma taxa de encontro que resultam em um custo-benefício aceitável, significando que ela não é baixa ao ponto de requerer um esforço amostral impraticável para que se obtenha um número mínimo de registros, permitindo estimativas acuradas e precisas (cerca de 80 registros, dependendo da variância nas amostras). Para carnívoros, especialmente espécies de grande porte, esta meta pode ser muito difícil de se atingir, já que as observações tendem a ser bastante raras. Entretanto, este método tem sido aplicado para espécies como raposa vermelha (Heydon et al., 2000) e raposinha-do-campo (*Pseudalopex vetulus*) em contagens noturnas (o método tem sido usado atualmente para estimar densidades desta espécie em Nova Xavantina, Mato Grosso, com resultados promissores). A raposinha-do-campo utiliza habitats abertos, bons para esse tipo de levantamento. Para espécies que vivem em habitats florestais, o método de amostragem de distâncias pode não ser adequado (Duckworth, 1998), mas Cullen et al. (2001) obtiveram estimativas acuradas de densidades de quatis *Nasua nasua*, bem como outras espécies que não carnívoros, em áreas de Mata Atlântica.

No Pantanal, um levantamento de várias espécies vem sendo conduzido, incluindo meso-carnívoros, com resultados similares para quatis (Desbiez e Tomas, 2003). Entretanto, para a maioria dos carnívoros os autores sugerem que o esforço requerido pode ser muito grande para ser factível, como para cachorro vinagre, onça parda e outros.

Transectos em faixa

Transectos em faixa têm sido usados em algumas situações, tais como o levantamento multi-específico conduzido por Glanz (1990) na Ilha de Barro Colorado, no qual carnívoros foram incluídos. Este método apresenta problemas, já que tende a subestimar o tamanho e a densidade de populações devido a inconsistências na correção dos efeitos de detectabilidade menor que 1 na faixa do transepto.

Levantamentos aéreos

Levantamentos aéreos são adequados para espécies conspícuas, de grande porte e que vivem em habitats abertos (Caughley e Sinclair, 1994; Mourão e Magnusson, 1997; Wilson e Delahay, 2001), e podem não ser aplicáveis para a maioria das espécies de carnívoros neotropicais. Levantamentos aéreos são um caso especial de transectos em faixa, nos quais as bordas da faixa de amostragem são fixas. Dado que a premissa básica em levantamentos em transectos em faixa ao nível do solo é que todos os animais dentro das faixas de amostragem são registrados (e sabemos que isso não é verdade devido à detectabilidade diferencial), uma estratégia é usar a técnica de contagem dupla para corrigir erros de visibilidade (Magnusson et al., 1978; Caughley, 1979; Caughley e Grice, 1982; Bayliss, 1986; Bayliss e Yeomans, 1989). Espécies de carnívoros vivendo em grandes grupos sociais podem ser boas candidatas para levantamentos aéreos (Shuterland, 1996), já que as contagens são baseadas em registros de grupos ou agrupamentos ao invés de indivíduos e grupos têm melhor chance de serem detectados a partir de um avião. Desta forma, as estimativas de tamanho e densidade populacionais são baseadas no cálculo do número de grupos existente em uma dada área. Para a grande maioria das espécies de carnívoros neotropicais, contagens aéreas podem ser inúteis e, quando for possível realizá-las, o esforço amostral pode ser muito grande e caro para que seja viável.

Captura-marcação-recaptura

Uma outra técnica que pode ser classificada como direta é a de captura-recaptura, baseada no estimador de Lincoln-Petersen (Petersen, 1896), no qual uma amostra da população é capturada, marcada e liberada de volta na população em uma primeira ocasião. Numa segunda ocasião, outra amostra da população de interesse é capturada, e os indivíduos são classificados como recapturados (previamente marcados na primeira ocasião) ou não marcados. Baseando-se neste conjunto de informação, estimativas do tamanho da população podem ser obtidas se as três principais premissas deste método são obedecidas: A) a população é fechada (não houve mortes, nascimentos, imigração ou emigração entre a primeira e a segunda ocasiões de captura), B) todos os animais têm a mesma probabilidade de ser capturados em cada ocasião e C) todos indivíduos previamente marcados podem ser distinguidos com precisão daqueles não marcados (marcas não são perdidas).

Variações deste modelo básico têm sido cuidadosamente desenvolvidas, numa tentativa de resolver problemas relacionados com a violação destas premissas, e vários modelos alternativos têm sido propostos e validados, com uma extensa literatura disponível (p.e. Jolly, 1965; Seber, 1965; 1982; 1986; 1992; Otis et al., 1978; White et al., 1982; Pollock et al., 1990; Fernandez, 1995; Thompson et al., 1998). A história de capturas de cada indivíduo em populações fechadas é usada para calcular a probabilidade de captura e assim incorporar nas estimativas o conceito de detectabilidade. Para populações abertas, várias abordagens alternativas têm sido propostas (p.e. Lebreton et al., 1992; 1993).

Para carnívoros, estes métodos têm sido aplicados de várias maneiras, mas existem restrições porque carnívoros às vezes são difíceis de capturar em um período relativamente curto e em número adequado. Num levantamento populacional do mangusto *Herpestes javanicus*, o método de captura-recaptura não funcionou adequadamente quando comparado com o método de amostragem de distâncias em uma teia de armadilhas (Corn e Conroy, 1998). Recaptura visual também é uma alternativa viável (Arnason et al., 1991), como aplicada por Hein e Andelt (1995) em coiotes. Diferentes estratégias de amostragem têm sido usadas, como as de levantamento indireto através de fotografia remota, escatologia molecular, e mesmo a identificação de indivíduos através de mensuração de suas pegadas.

Fotografia remota é uma opção bastante interessante se os animais podem ser capturados em números relativamente altos, marcados e liberados na população para serem “recapturados” através de fotografias (Griffiths e Van Scheik, 1993; Mace et al., 1994; Cuttler e Swan, 1999; Tomas e Miranda, 2003). O problema é que marcas devem ser conspícuas e facilmente identificadas, o que nem sempre é

possível com fotografias. Se o levantamento requer mais do que duas ocasiões de captura, então uma acurada identificação de cada indivíduo é necessária para permitir a construção de uma tabela com a história de capturas de cada um deles. Assim, a qualidade e visibilidade do artefato de marcação é um fator chave.

Uma outra estratégia se aplica a espécies que possuem marcas naturais, como os gatos pintados. Todas as capturas podem ser obtidas através de fotografia remota automática, permitindo o uso da abordagem de múltiplas capturas e recapturas. Este método tem sido usado em tigres (Karanth, 1995; Karanth e Nichols, 1998), jaguatirica *Leopardus pardalis* (Trolle e Kéry, 2003; Maffei et al., 2002; Jacob 2002) e onça pintada *Panthera onca* (Maffei et al., 2002; Silveira, 2003).

Atualmente, esta técnica está sendo usada em vários projetos sobre onça pintada no Brasil e Bolívia. Capturas em vídeo têm sido usadas para estimar o tamanho de populações de ariranhas (*Pteronura brasiliensis*) no Pantanal, Brasil, através de métodos de remoção (W. M. Tomas, não publicado).

Marcação-recaptura tem sido conduzida também com uso de radio-isótopos, com sucesso (p.e., Pelton, 1979; Shirley et al., 1988; Crabtree et al., 1989). Tetraciclina é outro marcador químico utilizado para estimar tamanho de populações de carnívoros baseado em abordagem de captura-recaptura, como em urso polar *Ursus maritimus* (Taylor e Lee, 1994). Associação de radiotelemetria e esquemas de captura-recaptura também tem sido usada em várias espécies (p.e., Greenwood et al., 1985; Hallet et al., 1991; Miller et al., 1997). Tentativas de registrar todos os indivíduos em uma dada área com base em fotografia remota têm sido publicadas (p.e., Maffei et al., 2002), mas o melhor seria assumir as estimativas como índices.

Genética molecular

Escatologia molecular é uma alternativa muito promissora entre os métodos indiretos, apesar de seu custo e problemas técnicos que ainda precisam ser melhorados. O isolamento de DNA de células do excretor presentes em suas fezes permite não apenas identificar sua espécie e sua população de origem, mas também sua diferenciação de outros indivíduos da mesma espécie e população (Kohn e Knauer, 1995; Kohn et al., 1999). O DNA nuclear fornece informação baseando-se em locos micro-satélite, os quais permitem identificar os indivíduos presentes em uma dada área. O DNA mitocondrial permite a correta definição da espécie de um dado indivíduo excretor, eliminando erros devido à identificação incorreta (Wasser et al., 1997; Kohn et al., 1999). A abordagem básica é tratar cada visita para coleta de amostras de fezes em uma dada área como ocasiões de captura (Wilson e Delahay, 2001).

Esta abordagem tem sido usada em alguns carnívoros, como urso pardo *Ursus arctos* (Tarbelet et al., 1997), coiote (Kohn et al., 1999) e onça parda (Ernest et al., 2000). Os principais problemas relacionados com esta técnica são a necessidade de obter amostras relativamente grandes de fezes frescas (Kohn et al., 1999; Wilson e Delahay, 2001), estocagem apropriada para minimizar a degradação do DNA (Tarbelet et al., 1999), erros inerentes ao processo de amplificação do DNA, que podem produzir falsos alelos (Tarbelet et al., 1999; Wilson e Delahay, 2001), e custo. A coleta de amostras de pêlos também permite este tipo de levantamento indireto para estimar tamanho de populações baseando-se em técnicas de genética molecular, e tem sido usada com sucesso por Foran et al. (1997), Tarbelet et al. (1999) e Mowat e Strobeck (2000).

Rastros

Algumas tentativas de identificação de indivíduos com base na mensuração de suas pegadas têm sido publicadas (Smallwood e Fitzhugh, 1993; Grigione et al., 1999; Lewison et al., 2001; Rumiz e Sainz, 2002). O uso desta técnica indireta em esquemas de captura-recaptura é perigoso porque a premissa de correta identificação ou enumeração de indivíduos nas amostras é crítica. Qualquer identificação errônea baseada na medição das pegadas irá produzir dois tipos de problema: super-estimar o número de indivíduos presentes por gerar “novas” capturas (e assim diminuindo a probabilidade de “recaptura”), ou sub-estimar o número de indivíduos por não detectar diferenças nas medidas das pegadas de indivíduos diferentes (e assim deixar de fazer novas “capturas” e aumentar a probabilidade de “recapturas”).

Apesar das controvérsias sobre este assunto, é inegável que este método pode ser muito sensível à precisão e acurácia do processo de medida das pegadas. A medição de pegadas é fortemente influenciada pelo observador, pelo substrato, pelas condições climáticas e outros fatores que são fonte de variância, fazendo com que a confiabilidade do método para uma abordagem de captura-recaptura seja no mínimo discutível. Em situações especiais, o uso de intersecção linear pode fornecer estimativas melhores, como a técnica desenvolvida por Becker (1991) para estimar as populações de glutões (*Gulo gulo*) e linceis no Alaska.

Métodos de remoção

Métodos de remoção podem ser utilizados para estimar o número de indivíduos em populações fechadas de carnívoros, especialmente se a remoção não for física. Assim, fotografia remota, genética molecular e medidas de pegadas podem ser usadas para identificar indivíduos em uma população (“capturas”), e apenas indivíduos novos (não “marcados”) são considerados em cada ocasião de “captura”. O declínio no número de animais não “marcados” é usado para estimar o tamanho da população (Sutherland, 1996). Este método permite uma variação do esforço amostral, mas terá um viés se a detecabilidade variar de indivíduo para indivíduo. Além disso, uma reta deve se ajustar a uma regressão entre o número de indivíduos não “marcados” e o número acumulativo de indivíduos “capturados” (Sutherland, 1996).

Radio-telemetria

Radio-telemetria tem sido usada para estimar tamanho de populações em grandes carnívoros, com base no tamanho e sobreposição de suas áreas de vida. Esta estratégia apresenta problemas, já que se assume que todos os indivíduos usando uma dada área foram capturados e monitorados por um dado período de tempo para se obter estimativas de área de vida. O método tende a produzir subestimativas se alguns animais presentes na área não foram capturados e incluídos na amostra (não detectados). Estas restrições são mais importantes em espécies com grandes sobreposições de áreas, mas podem ser minimizadas em espécies mais territoriais. Esta abordagem foi utilizada em lobo guará, no Brasil (Rodrigues, 2002). Um outro problema desta técnica é seu custo relativamente alto, o tamanho da amostra quase sempre pequeno, e a corriqueira falta de réplicas. Usualmente, a técnica é aplicada em estimativas de tamanho ou densidade de populações em associação com estudos cujos objetivos exigem o uso de radiotelemetria. O método pode ser interessante se não existem técnicas alternativas viáveis, dadas as características do relevo, a abundância e o comportamento da espécie de interesse. Radiotelemetria também pode ser utilizada em esquemas de captura-recaptura, bem como para validar outras técnicas através de comparações das estimativas e identificação correta de indivíduos em levantamentos baseados em pegadas (p.e. DeMaster et al., 1980; Greenwood et al., 1985; Servin et al., 1987; Miller et al., 1997).

Monitoração de tendências populacionais

Se estimar a abundância em populações de carnívoros às vezes é difícil, monitorar suas tendências impõe um nível maior de complicações. Monitorar tendências de populações significa avaliar as flutuações no número de indivíduos ao longo do tempo e avaliar se existe uma tendência positiva ou negativa. Estes objetivos podem ser atingidos usando índices de abundância ou estimativas de tamanho absoluto da população ou de sua densidade.

Monitoração permite avaliar as respostas da população de interesse às práticas de manejo e conservação, bem como aos impactos de fatores externos (p.e. doenças, caça, perda de habitat, mudanças climáticas, etc). Além disso, um programa de monitoração pode dar suporte a processos de tomada de decisão com base em informação consistente sobre a população e suas tendências.

Apesar de ser conceitualmente simples, a tarefa de monitorar populações ao longo do tempo pode ser uma empreitada decepcionante e difícil (Gibbs, 2000; Eagle et al., 2001). A habilidade de um dado protocolo de amostragem em detectar com sucesso uma tendência existente na população de interesse, manifestada com significância estatística, é conhecida como poder (Gerrodette, 1987; Thompson et al., 1998; Gibbs, 2000; Eagle et al., 2001). Análise de poder é, portanto, uma estratégia para fornecer direções para a definição de um protocolo de amostragem (esforço amostral versus período mínimo de monitoração) que atinja adequadamente o nível de sensibilidade requerido para detectar tendências.

Estatisticamente, poder é definido como $1 - b$, sendo b a probabilidade de se aceitar erroneamente a hipótese nula quando ela na realidade é falsa (Erro Tipo II). Além disso, o poder é complementado pela probabilidade desejável de se rejeitar corretamente a hipótese nula, que é influenciada por muitos fatores, tais como variabilidade nas contagens, tamanho da amostra, esforço anual, duração do levantamento, nível escolhido da magnitude da tendência a ser detectada, e nível de significância estatística α (Thompson et al., 1998; Eagle et al., 2001). Esta é a probabilidade de erroneamente se rejeitar a hipótese nula, ou Erro Tipo I. A variação nas contagens é o “ruído” que um programa de monitoração deve diminuir para detectar o “sinal” que é a tendência da população (Gibbs, 1996).

A sensibilidade de um esquema de monitoração depende muito de estimativas de abundância ou índices de abundância precisos. Quando se trata de índices, já foi discutido antes que a relação entre o tamanho real da população e o índice deve ser forte, linear e monotônico para ser útil em um programa de monitoração. Estimativas de tamanho populacional não devem apresentar viés, ou ser quase sem viés e, de forma válida, poderem ser estendidas para toda a área de interesse (Thompson et al., 1998). Usualmente, uma análise de poder deve ser conduzida

com base em um levantamento piloto, de forma que a definição de um protocolo de amostragem ajude a evitar Erros Tipo I e II.

Levantamento e monitoração de populações de carnívoros neotropicais

Existem muito poucos estudos sobre carnívoros neotropicais envolvendo estimativas e monitoração de populações. Os critérios da IUCN para identificar espécies ameaçadas requerem dados sobre abundância de populações e suas tendências mas, com exceção de poucos estudos sobre abundância em escala local (p.e. Cullen et al., 2001; Lacerda, 2002; Rumiz e Sainz, 2002; Rodrigues, 2002; Maffei et al., 2002; Jacob, 2002; Trolle e Kéry, 2003), dados de longo prazo não têm sido publicados para carnívoros neotropicais.

Os vários métodos discutidos neste capítulo apresentam validade variável para espécies neotropicais, considerando-se as variações em sua biologia, comportamento e abundância (Tabela 1). Índices de abundância baseados em levantamento de pegadas podem ser úteis para a maioria das espécies, mas recomenda-se cautela quanto ao significado biológico e estatístico dos números obtidos no campo. Levantamentos baseados em contagens de fezes e observação direta também se aplicam diferencialmente entre as diferentes espécies (Tabela 1). Recomenda-se bastante que se façam estudos relacionando índices com estimativas de abundância para validar seu uso.

Técnicas mais caras são usualmente mais consistentes para algumas espécies e situações, tais como câmeras automáticas, análise de DNA das fezes, e radiotelemetria. O julgamento do que deve ser usado deve ser feito guiando-se pela definição de que tipo de informação é requerido e os objetivos do estudo ou plano de conservação, de forma que todos os aspectos possam ser considerados para que se atinja uma relação custo-benefício equilibrada. Em alguns casos, estas técnicas mais dispendiosas podem ser as únicas alternativas, como câmeras fotográficas ou genética molecular, para se estimar a abundância de espécies difíceis de serem detectadas por métodos convencionais ou monitorados por radiotelemetria, como o urso andino (*Tremarctos ornatus*), por exemplo. Por outro lado, espécies que possuem marcas naturais, como os felinos pintados e a ariranha, são boas candidatas para levantamentos através de fotografia remota ou vídeo, mas o uso de DNA pode ser complicado em ariranhas porque os indivíduos costumam defecar em latrinas comunais e as fezes são misturadas com urina e terra logo após a defecação. Para aquelas espécies que ocorrem em densidades muito baixas, amostras de fezes podem ser obtidas com auxílio de cães treinados, aumentando assim a chance de encontro de material adequado para extração de

DNA. Finalmente, uma análise cuidadosa deve ser conduzida para cada espécie de interesse antes de se decidir por uma técnica ou protocolo de amostragem. As Tabelas 1 e 2 representam um exercício que tenta fornecer uma síntese da aplicabilidade dos diferentes métodos em levantamento de espécies representativas da fauna de carnívoros neotropicais.

Tabela 1. Síntese tentativa da aplicabilidade de diferentes metodologias para obtenção de índices de abundância em levantamentos populacionais de espécies representativas de carnívoros sul americanos.

Espécie	Índice					
	Rastros	Fotos	Fezes	Tocas	Contagem áerea	Observação direta
Onça pintada	***	*****	***			*
Onça parda	*****	*****	***			*
Jaguatirica	*****	*****	**			**
Gatos pintados	***	*****	*			*
Jaguarundi	***	**	*			**
Gato palheiro	***	**	*			*
Lobo guará	***	*****	****		*	****
Cachorro vinagre	**	**	*			*
Lobinho	*****	*****	****		*	****
Raposinha	*****	*****	****		*	****
Irara	*****	**	*			**
Ariranha	*	**		***	**	****
Lontra	*	*	****	***	*	***
Furão	***	*	**	**		**
Jaritataca	***	**	*	**		****
Quati	***	*****	**		*	****
Mão pelada	***	*****	*			***
Kinkajou	*	*	*			**
Olyngo	*	*	*			**
Urso andino	**	*****	***		*	**

Célula em branco – não aplicável; * Praticamente impossível; ** Baixa: *** Média; **** Alta

Tabela 2. Síntese tentativa da aplicabilidade de diferentes metodologias para estimativas de abundância e densidade em levantamentos populacionais de espécies representativas de carnívoros sul americanos.

Espécie	Tamanho/densidade									
	Captura-recaptura/ rmétodo de remoção						Telemetria	Transectos Lineares	Contagens aéreas	
	Capturas	Rastros	Observação direta	Fotos	Videos	Genética molecular			Contagem dupla	Amostragem de distâncias
Onça pintada	*	**	*	*****	**	*****	***			
Onça parda	*	**	*	*	*	****	***			
Jaguatirica	**	*	**	****	**	****	***	*		
Gatos pintados	**	*	*	****	**	**	***	*		
Jaguarundi	**	*	*	*	*	*	***	*		
Gato palheiro	*	*	*	**	**	*	***	*		
Lobo guará	**	*	**	*	*	****	***	**	**	*
Cachorro vinagre	*	*	*	*	*	*	**	*		
Lobinho	****	*	*	*	*	****	***	**	*	*
Raposinha	****	*	*	*	*	****	***	**	*	*
Irara	**	*	**	*	*	**	***	*		
Ariranha	*	*	**	***	****	**	*	*	*	*
Lontra	*	*	*	*	*	****	*	*	*	*
Furão	**	*	*	*	*	**	**	*		
Jaritataca	***	*	**	***	***	**	**	**		
Quati	***	*		*	*	*	**	****	*	*
Mão pelada	**	*	*	*	*	***	***	*		
Kinkajou	*	*	*	*	*	*	**	*		
Olyngo	*	*	*	*	*	*	**	*		
Urso andino	*	*	*	****	***	***	***	*	*	*

Célula em branco – não aplicável; * Praticamente impossível; ** Baixa; *** Média; **** Alta

É fundamental que biólogos de campo entendam a importância de se obter dados confiáveis sobre a abundância de populações, bem como as premissas, os problemas e vantagens de cada método e protocolo. Treinamento e orientação, incluindo análise cuidadosa dos objetivos do estudo ou do programa de manejo, o tipo e a qualidade dos dados requeridos, e o máximo possível de padronização de metodologias e esforços são aspectos fundamentais para a melhoria da quantidade e qualidade da informação sobre carnívoros neotropicais. A monitoração, por outro lado, deve ser incluída na agenda de agências de pesquisa e de fomento, já que não existem informações disponíveis sobre as tendências das populações destas espécies.

O sucesso de esforços de conservação vai depender bastante da capacidade que tivermos em fornecer dados claros e consistentes sobre a situação das populações, especialmente de espécies ameaçadas de extinção. Nós encorajamos biólogos de campo e agências financiadoras a investir em projetos consistentes, baseando-se em programas de monitoração prioritários e bem definidos para se detectar tendências de longo prazo nas populações de carnívoros neotropicais.

Referências Bibliográficas

- ARNASON, A. N.; SCHWARZ, C. J.; GERRARD, J. M. Estimating closed population size and number of marked animals from sighting data. **Journal of Wildlife Management**, v.55, p. 716-730, 1991.
- BAYLISS, P. Factors affecting aerial surveys of marine fauna, and their relationship to a census of dugongs in the coastal waters of Northern Territory. **Australian Wildlife Research**, v.13: 27-37, 1986.
- BAYLISS, P.; YEOMANS, K.M. Correcting bias in aerial survey population estimates of feral livestock in Northern Australia using double count technique. **Journal of Applied Ecology**, v.26, p.925-933, 1989.
- BECKER, E. F. A terrestrial furbearer estimator based on probability sampling. **Journal of Wildlife Management**, v.55, p. 730-737, 1991.
- BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; LAAKE, J. L. **Distance sampling**: estimating abundance of biological populations. London: Chapman & Hall, 1993. 446 p.
- CAUGHLEY, G. **Analysis of vertebrate populations**. New York: John Wiley & Sons, 1977.
- CAUGHLEY, G. Sampling techniques for aerial censuses. In: WORKSHOP ON AERIAL SURVEYS OF FAUNA POPULATIONS, 1977, Canberra. **Proceedings...** Canberra: Australian National Parks and Wildlife, 1979. p.9-13. (Special Publication, 1).
- CAUGHLEY, G.; GRICE, D. Correction factor for counting emus from the air, and its application to counts in Western Australia. **Australian Wildlife Research**, v.9, p.253-259, 1982.
- CAUGHLEY, G.; SINCLAIR, A. R. E. **Wildlife Ecology and Management**. Cambridge: Blackwell Scientific Publication, 1994.
- CONNER, M. C.; LABISKY, R. F.; PROGULSKE, D. R. Scent station indices as measures of population abundance for bobcats, racoons, gray foxes and opossums. **Wildlife Society Bulletin** v.11, p.146-152, 1983.

- CORN, J. L.; CONROY, M. J. Estimation of density of mongooses with capture-recapture and distance sampling. **Journal of Mammalogy**, v.79, p.1009-1015, 1998.
- CRABTREE, R. L.; BURTON, F. G.; GARLAND, T. R.; CATALDO, T. A.; RICKARD, W. H. Slow-release radioisotope implants as individual markers for carnivores. **Journal of Wildlife Management**, v.53, p.949 -954, 1989.
- CULLEN, L.; BODMER, E. R.; VALLADARES-PADUA, C. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, v.35, p.137-144, 2001.
- CUTTER, T. L.; SWAN, D. E. Using remote photography in wildlife ecology: a review. **Wildlife Society Bulletin**, v.27, p.571 –581, 1999.
- DeMASTER, D. P.; KINGSLEY, M. C. S.; STIRLING, I. A multiple mark and recapture estimate applied to polar bears. **Canadian Journal of Zoology**, v.58, p.633-638, 1980.
- DESBIEZ, A.; TOMAS, W. M. **Aplicabilidade do método de amostragem de distâncias em levantamentos de médios e grandes vertebrados no Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2003. (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 53).
- DIEFENBACH, D. R.; CONROY, M. J.; WARREN, R. J.; JAMES, W. E.; BAKER, L. A. A test of the scent-station survey technique for bobcats. **Journal of Wildlife Management**, v.58, p.10-17, 1994.
- DUCKWORTH, J. W. The difficulty of estimating population densities of nocturnal forest mammals from transect counts of animals. **Journal of Zoology**, v.246, p.466-468, 1998.
- EAGLE P. C.; GIBBS, J. P.; DROEGE, S. Power analysis of wildlife monitoring programs: exploring the trade-offs between survey design variables and sample size requirements. Disponível em <<http://www.pwrc.usgs.gov/resshow/droege3rs/salpower.htm>> Acesso em agosto de 2001.
- ERNEST, H. B.; PENEDO, M. C. T.; MAY, B. P.; SYVANEN, M.; BOYCE, W. M. Molecular tracking of mountain lions in Yosemite Valley region of California: genetic analysis using microsatellites and faecal DNA. **Molecular Ecology**, v.9, p.433-441, 2000.
- FERNANDEZ, F. A. S. Métodos para estimativas de parâmetros populacionais por captura, marcação e recaptura. In: PERES-NETO, P. R.; VALENTIN, J. L.; FERNANDEZ, F. A. S. (Eds). **Oecologia Brasiliensis, volume II: Tópicos em tratamento de dados biológicos**. Rio de Janeiro: UFRJ. Instituto de Ecologia, 1995.

- FORAN, D. R.; MINTA, S. C.; HEINEMEYER, K. S. DNA-based analysis of hair to identify species and individuals for population research and monitoring. **Wildlife Society Bulletin**, v.25, p.840-847, 1997.
- GEHRT, S. D. Evaluation of spotlight and road-kill surveys as indicators of local racoon abundance. **Wildlife Society Bulletin**, v.30, p.449-456, 2002.
- GERRODETTE, T. Power analysis for detecting trends. **Ecology**, v.68, p.1364-1372, 1987.
- GIBBS, J. P. Monitoring populations. In: BOITANI, L.; FULLER, T. K. (Eds.) **Research techniques in animal ecology: controversies and consequences**. New York: Columbia Inv, 2000. p.213-252.
- GLANZ, W. E. Neotropical mammal densities: how unusual is the community on Barro Colorado Island, Panamá?. In: GENTRY, A. H. (Ed.) **Four Neotropical Rainforests**. New Haven: Yale University Press, 1990. p.287-313.
- GREENWOOD, R. J.; SARGEANT, A. B.; JONHSON, D. H. Evaluation of mark-recapture for estimating striped skunk abundance. **Journal of Wildlife Management**, v.49, p.332-340, 1985.
- GRIFFITHS, M.; VAN SCHEIK, C. P. Camera-trapping: a new tool for the study of elusive rainforest animals. **Tropical Biodiversity**, v.12, p.131-135, 1993.
- GRIGIONE, M. M.; BURMAN, P.; BLEICH, V. C.; PIERCE, B. M. Identifying individual mountain lions **Felis concolor** by their tracks: refinement of an innovative technique. **Biological Conservation**, v.88, p.25-32, 1999.
- HALLET, J. G.; O'CONNELL, M. A.; SANDERS, G. D.; SEIDENSTICKER, J. Comparison of population estimators for medium-sized mammals. **Journal of Wildlife Management**, v.55, p.81-93, 1991.
- HEIN, E. W.; ANDELT, W. F. Estimating coyote density from mark-resight surveys. **Journal of Wildlife Management** v.59, p.164-169, 1995.
- HEYDON, M. J.; REYNOLDS, J.C.; SHORT, M. J. Variation in abundance of foxes (*Vulpes vulpes*) between three regions of rural Britain, in relation to landscape and toher variables. **Journal of Zoology**, v.251, p.253-264, 2000.
- JACOB, A. A. **Ecologia e conservação da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) no Parque Estadual Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema**, São Paulo. 2002. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- JOLLY, G. M. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration – stochastic model. **Biometrika**, v.52, p.225-247, 1965.
- KARANTH, K. U. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data-using capture-recapture models. **Biological Conservation**, v.71, p.333-338, 1995.

- KARANTH, K. U.; NICHOLS, J. D. (1998) Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. **Ecology**, v.79, p.2852-2862, 1998.
- KOHN, M. H.; YORK, E. C.; KAMRADT, D. A.; HAUGHT, G.; SAUVAJOT, R. M.; WAYNE, R. K. Estimating population size by genotyping faeces. **Proceedings Real Society London**, v.266, p.657-663, 1999.
- KOHN, M. H.; KNAUER, F. Phylogeography of brown bears in Europe and excremental PCR – the new tool in the genetic analysis of animals in the wild. **Ursus**, v.10, p. 315-321, 1995.
- KOHN, M. H.; WAYNE, R. K. Facts from feces revisited. **Trends in Ecology and Evolution**, v.12, p.223-227, 1997.
- LACERDA, A. C. R. **Análise da ocorrência de Canis familiaris no Parque Nacional de Brasília: influência da matriz - monitoração e controle.** 2002. 86 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília. DF.
- LANCIA, R. A.; NICHOLS, J. D.; POLLOCK, K. H. Estimating the number of animals in wildlife populations. In: BOOKHOU, T. A. (Ed.) **Research and management techniques for wildlife and habitats.** Bethesda: Wildlife Society, 1994.
- LEBRETON, J. D.; PRADEL, R; CLOBERT, J. The statistical analysis of survival in animal populations. **Trends in Ecology and Evolution**, v.8, p.91-95, 1993.
- LEBRETON, J. D.; BURNHAM, K. P.; CLOBERT, J.; ANDERSON, D. R. Modeling survival and testing biological hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. **Ecological Monographs**, v.62, p.67-118, 1992.
- LEWISON, R.; FITZHUGH, E. L.; GALENTINE, S. P. Validation of a rigorous track classification technique: identifying individual mountain lions. **Biological Conservation**, v.99, p.313-321, 2001.
- LOCKIE, J. D. Distribution and fluctuations of the pine marten, *Martes martes* in Scotland. **Journal of Animal Ecology**, v.33, p.349-356, 1964.
- MACE, R. D.; MINTA, S. C.; MANLEY, T. L.; AUNE, K. E. Estimating grizzly bear population size using camera sightings. **Wildlife Society Bulletin**, v.22, p.74-83, 1994.
- MAFFEI, L.; CUÉLLAR, E.; NOSS, A. J. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. **Revista Boliviana de Ecología**, v.11, p.55-65, 2002.
- MAGNUSSON, W.E.; CAUGHLEY, G. J.; GRIGG, G. C. (1978) A double-survey estimates of population sizes from incomplete counts. **Journal of Wildlife Management**, v.42, p.174-176, 1978.

MILLER, S. D.; WHITE, G. C.; SELLERS, R. A.; REYNOLDS, H. V.; SCHOEN, J. W.; TITUS, K.; BARNES JR, V. G.; SMITH, R. B.; NELSON, R.; BALLARD, W. B.; SCHWARTZ, C. C. Brown and black bear density estimation in Alaska using radiotelemetry and replicated mark-resight techniques. **Wildlife Monographs**, v.133, 1997.

MOURÃO, G.; MAGNUSSON, W. E. Uso de levantamentos aéreos para manejo de populações silvestres. In: VALLADARES-PADUA, C.; BODMER, R.; CULLEN JR, L. (Org.). **Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil**. Brasília: MCT -CNPq; Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 1997. 296p.

MOWAT, G.; STROBECK, C. Estimating population size of grizzly bears using hair capture, DNA profiling, and mark-recapture analysis. **Journal of Wildlife Management**, v.64, p.183-193, 2000.

O'DONOOGHUE, M.; BOUTIN, S.; KREBS, C. J.; HOFER, E. J. Numerical responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. **Oikos**, v.80, p.105-162, 1997.

OGUTU, J. O.; DUBLIN, H. T. The response of lions and spotted hyenas to sound playbacks as a technique for estimating population size. **African Journal of Ecology**, v.36, p.83-95, 1998.

OTIS, D. L.; BURNHAM, K. P.; WHITE, G. C.; ANDERSON, D. R. Statistical inference from capture-recapture data on closed animal populations. **Wildlife Monographs**, v.62, 1978.

PELTON, M. R. Potential use of radioisotopes for determining densities of bobcats. **Bobcat Res. Conf. Natl Wildl. Fed. Sci. Tech. Ser**, v.6, p.97-100, 1979.

PETERSEN, C. G. J. The yearly immigration of young plaice into the Limfjord from the German Sea. **Rep. Danish Biol. Sta.** v.6, p.1-48, 1896.

POLLOCK, K. H.; NICHOLS, J. D.; BROWNIE, C.; HINES, J. E. Statistical inference for capture-recapture experiments. **Wildlife Monographs**, v.107, 1990.

RODRIGUES, F.H.G. **Biología e conservação do lobo-guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF**. 2002, 105 p. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

RUMIZ, D.; SAINZ, L. Estimación de habitat útil y la abundancia potencial del lobo de crina o borochi (*Chrysocyon brachyurus*) em Huanchaca, Santa Cruz, Bolívia. **Revista Boliviana de Ecología**, v.11, p.3-16, 2002.

SERGEANT, G. A.; JOHNSON, W. H.; BERG, W. E. Interpreting carnivore scent station surveys. **Journal of Wildlife Management**, v.62, 1235-1245, 1998.

SEBER, G. A. F. A note on multiple-recapture census. **Biometrika**, v.52, p.249-259, 1965.

SEBER, G. A. F. **Estimation of Animal Abundance**. London: Griffin, 1982.

- SEBER, G. A. F. A review of estimating animal abundance. **Biometrics**, v.42, p.267-292, 1986.
- SEBER, G. A. F. A review of estimating animal abundance II. **International Statistical Review**, v.60, p.129-166, 1992.
- SERVIN, J.; RAU, J. R.; DELIBES, M. Use of radio tracking to improve the estimation by track counts of the relative abundance of red fox. **Acta Theriologica** v.32, p.489-492, 1987.
- SHIRLEY, M. G.; LINSCOMBE, R. G.; KINLER, N. W.; KNAUS, R. M.; WRIGHT, V. L. Population estimates of river otters in a Louisiana coastal marshland. **Journal of Wildlife Management**, v.52: 512-515, 1988.
- SILVEIRA, L. **Ecologia Comparada e Conservação da Onça-pintada (*Panthera onca*) e Onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal**. 2003. Tese (Doutorado em Biologia Animal) -- Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- SMALLWOOD, K. S.; FITZHUGH, E. L. A track count for estimating mountain lion ***Felis concolor californica*** population trend. **Biological Conservation**, v.71, p.251-259, 1995.
- SMITH, W. P.; BORDEN, D. L.; ENDRES, K. M. Scent-station visits as an index to abundance of raccoons: an experimental manipulation. **Journal Mammalogy**, v.75, p.637–647, 1994.
- STANDER, P. E. Spoor counts as indices of large carnivore populations: the relationship between spoor frequency, sampling effort and true density. **Journal of Applied Ecology**, v.35, p.378-385, 1998.
- STRACHAN, R.; JEFFRIES, D. J. **Otter survey of England 1991 – 1994**. London: Vincent Wildlife Trust, 1996.
- SUTHERLAND, F. **Ecological census techniques: a handbook**. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.
- TARBELET, P.; CAMARRA, J.; GRIFFIN, S.; UHRES, E.; HANOTTE, O.; WAITS, L. P.; DUBOIS-PAGANON, C.; BURKE, T.; BOUVET, J. Non-invasive genetic tracking of the endangered Pyrenean brown bear population. **Molecular Ecology**, v.6, p.876-896, 1997.
- TARBELET, P.; WAITS, L. P.; LUIKART, G. Noninvasive genetic sampling: look before you leap. **Trends in Ecology and Evolution**, v.14, p.323-327, 1999.
- TAYLOR, M.; LEE, J. Tetracycline as biomarker for polar bears. **Wildlife Society Bulletin**, v.22, p.83-89, 1994.
- THOMPSON, W.L.; WHITE, G. C.; GOWAN, C. **Monitoring vertebrate population**. San Diego: Academic Press, 1998.

TOMAS, W. M.; MIRANDA, G. H. Uso de cameras fotográficas automáticas em levantamentos populacionais. In: CULLEN, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (Org.) **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre**, [S.I.]: IPÊ/Smithsonian Institution; Curitiba: Editora UFPR, 2003.

TROLLE, M.; KÉRY, M. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera trapping data. **Journal of Mammalian**, v.84, n.2, p.607-614, 2003.

WARRICK, G. D.; HARRIS, C. E. Evaluation of spotlight and scent-station surveys to monitor kit fox abundance. **Wildlife Society Bulletin** v.29, p.827-832, 2001.

WASSER, K. S.; HOUSTON, C. S.; KOEHLER, G. M.; CADD, G. G.; FAIN, S. R. Techniques for application of faecal DNA methods to field studies of ursids. **Molecular Ecology**, v.6, p.1091-1097, 1997.

WILSON, G. J.; DELAHAY, R. J. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. **Wildlife Research**, v.28, p.151-164, 2001.

WHITE, G. C.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; OTIS, D. L. **Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations**. [S.I.]: Los Alamos National Laboratory, 1982.

ZIEILLINSKI, W. J.; STAUFFER, H. B. Monitoring *Martes* populations in California: Survey design and power analysis. **Ecological Applications**, v.6, p.1254-1267, 1996.



Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal
Ministério da Agricultura, Pecuária e do Abastecimento
Rua 21 de setembro, 1880 - Caixa Postal 109
CEP 79320-900 Corumbá-MS
Telefone: (67)233-2430 Fax: (67) 233-1011
<http://www.cpap.embrapa.br>
email: sac@cpap.embrapa.br

**Ministério da Agricultura,
Pecuária e Abastecimento**

