

Manual

Censo e Monitoramento

de vertebrados de médio e grande porte
por transecção linear em florestas tropicais

Carlos A. Peres & André A. Cunha

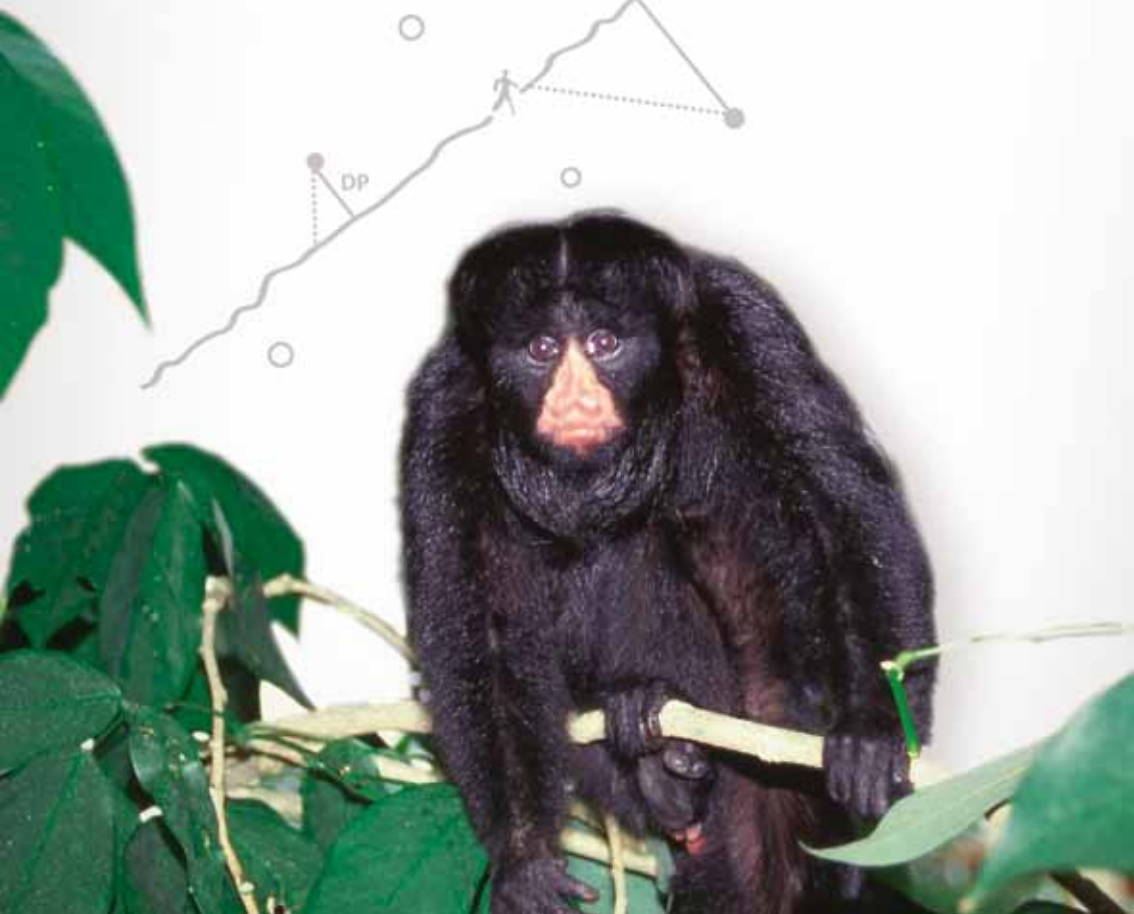


Manual

Censo e Monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais

Carlos A. Peres & André A. Cunha

Brasília, 2011



Como citar este documento:

Peres, C. A. & A. A. Cunha. 2011. Manual para censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais. Wildlife Conservation Society, Ministério do Meio Ambiente e ICMBio, Brasil.

Elaborado em 2010. Publicado em 2011 com o apoio do Projeto Monitoramento da Biodiversidade com Relevância para o Clima em Nível de UC, considerando medidas de adaptação e mitigação, financiado pelo Governo Alemão no âmbito da Iniciativa Internacional de Proteção ao Clima (IKI) do Ministério Federal do Meio Ambiente, da Proteção à Natureza e da Segurança dos Reatores Nucleares (BMU).

Foto da Capa:

Carlos A. Peres

Fotos da Contra-capas:

Marcelo Lima Reis

A reprodução desta obra é permitida para fins não comerciais, desde que citada a fonte. Esta obra não pode ser comercializada.

Projeto gráfico e diagramação: Ct. Comunicação

Carlos A. Peres

School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich NR4 7TJ,
United Kingdom, Tel: 44 (0) 1603 592459, e-mail: c.peres@uea.ac.uk

André A. Cunha

Assessor técnico da Cooperação Alemã para o Desenvolvimento (GIZ).

Professor Adjunto. Departamento de Ecologia, Universidade Nacional de Brasília.

E-mail: cunha.andre@gmail.com (endereço atual).

SUMÁRIO

1	Apresentação	04
2	Introdução	06
2.1	A importância de estimativas de abundância das populações por transecção linear	06
3	Seleção de área e disposição dos transectos	08
4	Preparação e manutenção dos transectos	12
5	Seleção e treinamento de pessoal	16
6	Quando fazer os censos (sazonalidade)	18
7	Esforço amostral e tamanho mínimo das amostras	20
8	Procedimentos para a transecção linear	22
8.1	Premissas	22
8.2	Parâmetros (quais dados coletar)	23
8.3	Procedimentos de campo, ou como coletar os dados	26
8.4	Desvios, tendências e Erros, e como evitá-los ou minimizá-los	28
8.4.1	Quando a probabilidade de detecção dos animais na linha do transecto é menor ou maior que 1	28
8.4.2	Animais sociais – tamanho e coesão dos grupos, como proceder?	29
9	Análises de dados	32
10	Registro de evidências indiretas	36
11	Referências	39
12	Anexo 1 – Exemplo de protocolo de campo para coleta de dados do censo	44

1 APRESENTAÇÃO

Neste trabalho são apresentadas recomendações e procedimentos de campo práticos para a condução de levantamentos e monitoramentos de médios e grandes vertebrados terrestres em florestas tropicais, através de transectos lineares. Esta metodologia é aplicável a qualquer espécie de vertebrado florestal de médio e grande porte passível de observação direta, cuja detectabilidade intrínseca e comportamento espacial não violem as premissas teóricas de censos de fauna baseados em transecção linear (veja abaixo). Os princípios apresentados aqui focam principalmente nos aspectos práticos de execução do método da transecção linear, que é amplamente utilizado, e não na discussão dos prós e contras dos diferentes métodos de censo, ou diferentes estimativas de abundância populacional. Logo, este documento deve ser visto como uma complementação, e não uma substituição das discussões existentes sobre o método de transecção linear aplicados à fauna de vertebrados de florestas tropicais (Janson and Terborgh, 1980; Struhsaker 1981; Brockelman and Ali, 1987; Whitesides et al., 1988; Buckland et al., 1993; Greenwood, 1996; Southwell, 1996; Peres 1999a; Marshall et al. 2008; Kühn et al. 2008), as quais provêm testes de campo do nível de acurácia das diferentes técnicas de censo.

Neste documento também são destacadas algumas recomendações de bom senso para o melhoramento dos procedimentos de campo, no sentido de minimizar ou prevenir alguns desvios sistemáticos de amostragem ou erros frequentes observados em trabalhos de censo. Isto é fundamental, já que a robustez e a acurácia dos modelos de estimativa de abundância são altamente dependentes da qualidade dos dados de campo, e nenhuma sofisticação na etapa da análise de dados após a coleta pode corrigir alguns equívocos comuns de amostragem de campo. Estes princípios de amostragem são resul-

tado da experiência adquirida de um programa de censo de aproximadamente 30 espécies da fauna silvestre conduzidos na Amazônia brasileira, peruana e colombiana ao longo dos últimos 25 anos (1984-2010: Peres 1988, 1989a, 1990, 1993a, 1997a, 1997b, 2000, Peres & Dolman 2000; Peres & Nascimento 2003, Peres & Palacios 2007; Endo et al. 2010). Este conjunto de procedimentos de campo foi repetido e refinado por um programa de censo de longa duração e deve servir como um protocolo de amostragem simples e aplicável, útil tanto aos pesquisadores novatos quanto aos experientes que pretendem padronizar o método de amostragem para melhorar sua eficiência, acurácia e comparabilidade.

Esperamos que este documento seja útil para os estágios de planejamento e execução de futuros levantamentos de vertebrados florestais baseados em transecção linear, que vêm se tornando uma importante ferramenta para acessar o status de conservação e a integridade da biodiversidade em regiões de florestas tropicais. Visamos a adoção de protocolos padronizados de censos para futuros trabalhos de campo em florestas tropicais, permitindo a comparabilidade no tempo e no espaço dos diversos levantamentos conduzidos por diferentes grupos de pesquisa, profissionais da área de consultoria ambiental, e gestores de unidades de conservação e da biodiversidade.

João Marcos Rosa



2 INTRODUÇÃO

2.1 A importância de se estimar a abundância das populações

O estudo da distribuição e abundância das espécies é um dos objetivos centrais da ecologia (Andrewartha & Birtch, 1954), assim como uma informação fundamental para a conservação destas espécies (Sutherland, 2000, Cullen et al, 2004). As alterações antrópicas podem mudar a importância relativa das interações ecológicas na estrutura da comunidade e na determinação e/ou regulação de suas densidades populacionais. Nos países tropicais, e particularmente no Brasil, a perda e a fragmentação de habitats florestais, além da caça, são os principais distúrbios antrópicos nas comunidades de médios e grandes vertebrados. Na Amazônia, a caça provoca mudanças profundas na estrutura das comunidades, levando à extinção e/ou redução das populações de espécies de grande porte, preferidas pelos caçadores (Peres, 2000; Peres & Lake, 2003; Peres & Palacios 2007). Na Mata Atlântica, a destruição e fragmentação de habitats, associada ou não à caça, também têm causado diversas extinções de vertebrados de médio e grande porte (Coimbra-Filho et al., 1973; Chiarello & De Melo, 2001, Cunha et al., 2009; Galetti et al., 2009).

O monitoramento da vida silvestre é, portanto, essencial para compreendermos os padrões de composição das comunidades biológicas, as mudanças causadas pelo impacto humano nestas comunidades e para o planejamento do uso e manejo de áreas florestadas e Unidades de Conservação (Burbidge, 1991). O monitoramento da vida silvestre, e particularmente daquelas espécies com elevada importância para a manutenção dos ecossistemas e da

biodiversidade, como, por exemplo, os vertebrados de médio e grande porte em florestas tropicais (Sanderson et al., 2002, Copollilo et al, 2004), é ainda mais importante nas áreas protegidas, como as unidades de conservação, já que estes territórios têm como principal objetivo proteger a longo prazo amostras significativas e viáveis da biodiversidade nativa de cada região (Struhsaker, 1981, SNUC, 2000). Desta forma, evidencia-se a necessidade de monitorar a abundância ou densidade das espécies de vertebrados de médio e grande porte, seja para avaliar o status e viabilidade populacional das espécies ameaçadas de extinção, seja para monitorar as populações superabundantes de espécies exóticas ou nativas (Goodrich & Buskirk, 1995).

Os levantamentos com transecção linear têm sido amplamente utilizados para quantificar a abundância de populações de grandes vertebrados nas últimas décadas. Entretanto, os detalhes metodológicos empregados por diferentes pesquisadores permanecem altamente variáveis, apesar das diversas publicações que ressaltam a importância da padronização das técnicas de censo (Wilson & Wilson, 1975; Janson & Terborgh, 1980; NRC, 1981; Brockelman & Ali, 1987; Defler & Pintor, 1985; Johns, 1985; Skorupa, 1987; Whitesides et al., 1988). Logo, muitos procedimentos de campo, envolvendo a seleção de áreas, a preparação dos transectos e a forma pela qual estes são percorridos e amostrados não são estritamente comparáveis. Adicionalmente, os ajustes e as análises dos dados de censo, também divergem consideravelmente na literatura existente. De um modo geral, estes fatores levam à fragilização do nível de confiança nas estimativas de abundância para uma determinada espécie em cada sítio de estudo, enfraquecendo o poder de comparação dos levantamentos realizados em diversos sítios por diferentes pesquisadores considerando, particularmente, que na maioria dos estudos os resultados são apresentados somente de forma muito resumida, como índices de detecção lineares (e.g. grupos avistados/10 km percorridos) ou estimativas de densidade populacional (e.g. grupos/km², ind./km²).

3 SELEÇÃO DE ÁREA E DISPOSIÇÃO DOS TRANSECTOS

Uma vez que a área de estudo esteja selecionada, dois transectos de comprimento razoável (4-5 km) devem ser abertos a partir do acampamento base, preferencialmente, ângulos de 135° - 180° entre eles. É interessante também estabelecer transectos paralelos entre si, desde que eles sejam relativamente independentes no espaço. Considerando o deslocamento diário destes animais, os transectos devem manter uma distância mínima de 1 km entre as extremidades mais próximas, minimizando assim os riscos de contagem dupla (ver abaixo). Caso a área de estudo seja interceptada por um rio que opere como uma barreira fluvial, pode ser mais adequado estabelecer os transectos em margens opostas, no caso de riachos mais estreitos ou igarapés os transectos podem cortar estes cursos d'água. No caso de áreas extensas, como por exemplo, a maioria das áreas protegidas da Amazônia, os transectos devem cobrir a maior área possível. No entanto, é necessário considerar as dificuldades logísticas, particularmente o tempo e custo de deslocamento entre transectos, que devem ser percorridos no mesmo dia ou em dias consecutivos. Nestes casos, recomenda-se estabelecer de duas a quatro áreas sub-amostrais, espaçadas no mínimo de 5 a 10 km entre elas. Em cada uma destas áreas devem ser estabelecidos agrupamentos de dois ou três transectos (Figura 1).

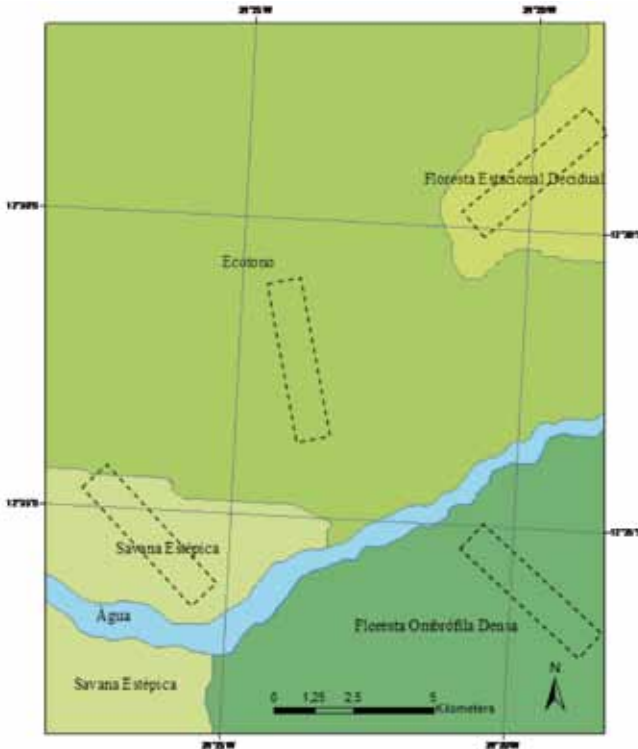


FIGURA1: Área de estudo hipotética em mosaico de vegetação no bioma caatinga (Brasil, 2007). as linhas pontilhadas representam a rede de trilhas estabelecidas para o censo. neste caso existem quatro módulos, com duas trilha de 5km cada, sendo que as duas trilhas de 1km servem apenas para ligação entre as duas maiores e não devem ser sistematicamente censadas, embora as evidência diretas e indiretas da fauna possam ser registradas.

O estabelecimento dos transectos depende do objetivo da pesquisa. A teoria de transeção linear sugere que os transectos devem ser estabelecidos de forma aleatória na área de estudo, cortando assim o macro-mosaico florestal de uma forma representativa em relação à disponibilidade de diferentes tipos de habitats numa escala de paisagem. No entanto, é preferível que os transectos sejam estabelecidos em áreas de floresta contínua. Na prática, uma regra rígida para o estabelecimento de transectos aleatórios pode não ser

rigorosamente factível, ou viável, devido às irregularidades na topografia do terreno, a distribuição espacial de atributos da paisagem indesejáveis, como meandros de rios, e proximidade com habitações humanas. Em alguns casos, dependendo do objetivo do estudo, a necessidade de evitar determinadas áreas ou tipos de vegetação pode acarretar em tendências substanciais e indesejáveis na probabilidade de detecção, caso sejam estabelecidos transectos literalmente aleatórios, como, por exemplo:

- ▶ Quando transectos aleatórios são dispostos na borda da floresta;
- ▶ Quando o objetivo do estudo é amostrar populações em habitats ótimos ou centrais, ou
- ▶ Quando os transectos aleatórios calham em uma floresta secundária, quando o objetivo é amostrar espécies na floresta primária.

Além disso, na maioria dos estudos é importante minimizar as fontes de variação dos fatores que influenciam a abundância e a distribuição espacial das populações, como a variação sazonal na distribuição e disponibilidade dos recursos. Portanto, os transectos devem ser estabelecidos preferencialmente em apenas um tipo de cobertura florestal, por exemplo em floresta de terra firme, igapó, várzea. Até mesmo dentro de um tipo florestal é interessante estabelecer transectos em condições ambientais mais homogêneas, como em áreas expostas à intensa atividade de caça e outros transectos em áreas menos acessíveis aos caçadores. Desta forma, minimizamos os fatores que podem influenciar nas mudanças da abundância da população amostrada e aumentamos a probabilidade de identificar um padrão "normal" de flutuação das populações monitoradas, permitindo assim, detectar mais facilmente os valores de variação fora deste padrão e investigar "o porquê" das mudanças, iluminando as relações causais e mecânicas explicando os padrões de abundância de fauna, e possibilitando estabelecer medidas de manejo mais adequadas.

Em fragmentos florestais relativamente pequenos (<500 ha) pode ser mais apropriado estabelecer uma forma sistemática de amostragem, como uma série de transectos paralelos, que irão proporcionar uma cobertura de amostragem mais uniforme da área de estudo e prevenir a sobreposição das linhas de transecção, o que pode acontecer caso sejam propostos transectos aleatórios. Logo, a adoção de uma amostragem estritamente aleatória evitando o estabelecimento sistemático dos transectos pode comprometer o delineamento ideal, inclusive para áreas pequenas de amostragem. Em áreas ou

fragmentos extremamente pequenos pode ser mais vantajoso realizar um censo direto ou a contagem de todos os indivíduos da população, através de técnicas de varredura ('sweep census'; e.g. McNeilage et al. 2006), onde diversos observadores percorrem simultaneamente várias trilhas paralelas e relativamente próximas entre si (para exemplos desta metodologia nos neotrópicos, vide Jorge & Peres 2005; Michalski & Peres 2007).

A melhor regra para estabelecer o posicionamento dos transectos é reunir informações de campo e uma boa dose de senso comum, já que é impossível prever todas as circunstâncias sob as quais a pesquisa será conduzida. Sobre-tudo, é importante considerar cuidadosamente o objetivo do estudo e todas as informações disponíveis sobre a paisagem na qual o censo será realizado, como mapas topográficos (e.g. como imagens de modelos digitais de terreno SHUTTLE RADAR TOPOGRAPHY MISSION (SRTM), acessíveis para download) e/ou de cobertura e uso do solo (tipos de vegetação, e.g. Figura 1), imagens de satélite, entrevistas locais, e caminhadas de reconhecimento. Com base em algumas destas informações é possível planejar previamente a decisão sobre o número, localização, orientação e comprimento dos transectos.



4 PREPARAÇÃO E MANUTENÇÃO DOS TRANSECTOS

Em geral o estabelecimento de cada transecto pode ser feito em um único dia (06:30h-17:00h) por três pessoas abrindo a trilha e mais uma pessoa ao final, a qual mede e marca o transecto. Para um trabalho de campo com duração menor que 30 dias é mais vantajoso, do ponto de vista do custo-benefício, abrir dois ou três transectos de 4-5 km cada. Para trabalhos de médio à longo prazo pode ser mais interessante estabelecer um número maior de transectos, de comprimento de no mínimo 5 km, com exceção de áreas onde o relevo ou a própria extensão da área não permitam a abertura de um transecto linear de 5 km, o que acontece com frequência em áreas da Mata Atlântica. Nestes casos, deve-se buscar estabelecer transectos de no mínimo 2 km de comprimento. Em muitos casos, transectos com 5km de comprimento permitem atingir lugares mais afastados de áreas visitadas por caçadores, como as planícies sazonalmente inundadas da Amazônia, o que pode ser uma vantagem em amostragens pareadas de áreas caçadas vs. não caçadas (e.g. Peres & Lake, 2003).

Considerando as usuais limitações de tempo e pessoal, empregar um esforço grande para a preparação de transectos pode não ser eficiente, já que é mais importante otimizar o tempo empregado em abrir transectos e investir mais tempo em percorrê-los para o censo. Tendo em vista a velocidade média com que os observadores devem caminhar no transecto (aprox. 1.250m/h), um transecto de 4,5 km seria percorrido em 3h 36min, embora na prática, geralmente demore cerca de 4h ou mais, devido ao tempo necessário para observação/anotação dos eventos de detecção, particularmente quando a abundância da(s) espécie(s) alvo(s) é alta. Este tempo necessário para percorrer

os transectos é compatível com o pico de atividade da maioria dos animais diurnos, quando o transecto é percorrido no início da manhã, entre 06h00 e 10h30, ou repetido na parte da tarde a partir das 14h00.

Para minimizar o distúrbio na área de amostragem é interessante manter uma zona de 300-500m ao redor do acampamento até o ponto inicial de cada transecto. Em florestas primárias com o sub-bosque semi-aberto os transectos podem ser abertos numa taxa de cerca de 500m/h, dependendo da mão-de-obra disponível e densidade da vegetação de sub-bosque. Os transectos não devem ser mais largos que 1m e nem sempre aparentam estar meticulosamente "limpos" no início das pesquisas. Mas é importante que os transectos não tenham grandes obstruções e permitam o deslocamento livre dos observadores de forma relativamente fácil, sem ter que desviar de galhos e cipós. Isto é particularmente importante em áreas de sub-bosque denso, como florestas de encosta da Mata Atlântica. Embora os transectos mantenham a orientação geral pré-estabelecida e seguida com auxílio da bússola, a qual deve ser checada a cada 50m de trilha aberta, não é necessário abrir e vencer todos os obstáculos naturais, como os troncos de grandes árvores caídas, para manter uma linearidade absoluta. Pequenos desvios imediatamente ao redor de clareiras naturais com sub-bosque denso, por exemplo, em áreas com queda de árvores de dossel, não alteram os objetivos gerais da pesquisa, mas aceleram consideravelmente a etapa de preparação dos transectos. Logo, é importante que a pessoa que esteja liderando a abertura da trilha possa fazer decisões rápidas sobre pequenos desvios na orientação do transecto, mas retomar a orientação inicial logo após o obstáculo.

Os transectos devem ser medidos e marcados a cada 50m com auxílio de uma trena ou um Hip-Chain®, o que irá facilitar o mapeamento acurado dos eventos de detecção. Fitas de vinil de cores vibrantes e canetas permanentes são satisfatórias para marcações de até 12 meses, desde que não sejam removidas por sciurídeos ou destruídas por formigas. Para marcações de longo prazo estas fitas devem ser substituídas regularmente e podem ser utilizadas também plaquetas de metal. Para aumentar a eficiência do trabalho, a marcação pode ser feita por uma única pessoa na retaguarda da equipe de campo atrás da terceira pessoa abrindo o transecto. Na ausência de um Hip-Chain®, o responsável pela marcação pode contar com o auxílio de uma corda de nylon, com pouca elasticidade, cerca de 51 metros de comprimento (com nós à 50 cm de cada ponta), a qual pode ser revertida a cada 50m do transecto. Isso consegue evitar que a última pessoa tenha que retornar a cada 50 m do transecto para liberar o final da corda ou trena, o que efetivamente

irá reduzir a metade da distância total percorrida no processo de marcação do transecto.

Os transectos recém-abertos devem ser deixados de repouso por pelo menos um dia após a abertura, preferencialmente num período maior que uma semana, o que irá permitir a normalização dos distúrbios criados pelo processo de abertura e a redistribuição dos animais na área do transecto na ausência do(s) observador(es). Isto é fundamental, já que na abertura das trilhas, frequentemente as pessoas se comunicam aos gritos com as outras, o que pode ser ouvido a centenas de metros e repelir elementos da fauna, especialmente em áreas caçadas. No entanto, na nossa experiência, a abertura rápida de trilhas em um dia é insuficiente para condicionar os animais a evitar estas áreas e um único dia de repouso pode ser adequado antes do início das caminhadas para o censo. Esta rotina é perfeitamente compatível com estudos em múltiplos transectos, já que irá permitir que a equipe de campo faça um rodízio entre diferentes áreas de estudo durante o estágio inicial de preparação dos transectos.

Em trabalhos de médio e longo prazo, nos quais os transectos serão utilizados por vários anos, é importante que exista uma rotina de manutenção das trilhas. Para isto, recomenda-se que as trilhas sejam limpas com auxílio de facão ou foice, no mínimo a cada seis meses e de preferência cerca de uma a três semanas antes do início dos censos. Esta manutenção deve permitir que o campo visual e a desobstrução da trilha sejam similares, ou preferencialmente as mesmas, para realização de todos os censos em todos os períodos de amostragem. Caso as trilhas não sejam mantidas, o acúmulo da biomassa; o crescimento da vegetação; maior obstrução na linha central do transecto podem acarretar em sérias diferenças na detectabilidade dos animais naquele mesmo transecto, comprometendo a comparabilidade das estimativas de abundância ou densidade ao longo dos anos.



Trilha existente em fragmento de Mata Atlântica do Sergipe utilizada como transecto para amostragem de primatas.

5 SELEÇÃO E TREINAMENTO DE PESSOAL

A técnica da transecção linear e a coleta de dados necessários para gerar estimativas de abundância e densidade são relativamente simples. Logo, as melhores pessoas para fazer os censos são aquelas completamente familiarizadas com a fauna local. É muito interessante buscar envolver os moradores locais na coleta de dados. É fundamental que todos os observadores (percorrendo um determinado transecto de forma independente) estejam familiarizados com os animais e sejam igualmente proficientes em suas habilidades de detecção e identificação de espécies¹. Na prática, isto frequentemente depende, nos censos diurnos, da identificação acurada na procura de sinais visuais e/ou acústicas como vocalizações, padrões de turbulência de galhos e outras manobras de fuga, e nos censos noturnos da identificação de padrões de olhos brilhando (*tapetum lucidum*) em mamíferos noturnos. Isto pode ser um grande desafio em estudos com comunidades de vertebrados, que podem incluir >45 espécies de répteis, aves e mamíferos que podem ser censados por esta técnica. Para os verte-

¹ Por exemplo, no programa em grande escala de censos padronizados através de transecção linear, executados em dezenas de sítios de floresta de dossel fechado em vários países Amazônicos e conduzido por Carlos Peres e colaboradores (1987 – 2010), incluímos os seguintes grupos taxonômicos como espécies-alvo durante os censos: primatas callitrichídeos (e.g. *Mico*, *Saguinus*), todos os outros primatas diurnos de maior porte (*Callicebus*, *Saimiri*, *Pithecia*, *Chiropotes*, *Cacajao*, *Cebus*, *Alouatta*, *Lagothrix*, e *Ateles*), roedores sciurídeos (*Microsciurus* and *Sciurus*), cutiaras (*Myoprocta*), cutias (*Dasyprocta*), cinco espécies de ungulados florestais (caititú *Tayassu tajacu*, queixada *T. pecari*, veado vermelho *Mazama americana*, veado roxo ou fuboca *M. gouazoubira*, e anta *Tapirus terrestris*), urús (*Odontophorus* spp.), tinamídeos de pequeno porte (*Crypturellus* spp.), tinamídeos de grande porte (*Tinamus* spp.), jacamins (*Psophia* spp.), jacús (*Penelope* spp.), cujubins (*Aburria pipile*), mutuns (*Crax* spp. and *Mitu tuberosa*), e jabutis (*Geochelone carbonaria* e *G. denticulata*).

brados neotropicais, o reconhecimento das espécies requer um treinamento considerável, já que estas pistas de detecção não podem ser aprendidas em uma noite por um observador novato e não familiarizado com a fauna local. A experiência acumulada ao longo dos anos nos mostra que capacitar comunitários locais, particularmente extrativistas ou ex-caçadores, para a coleta de dados de censo é mais fácil do que fazer o mesmo com bons alunos de origem urbana, pois estes não são familiarizados com a fauna local. Adicionalmente, contar com pessoas analfabetas, mas treinadas, geralmente não é um problema, desde que eles possam registrar sistematicamente seus dados em micro-gravadores, facilmente operados em campo.

É importante que antes de iniciar a coleta de dados, através do censo propriamente dito, toda a equipe seja treinada em conjunto. Este treinamento do pessoal para a coleta pode ser feito percorrendo um transecto em pequenos grupos. Nos primeiros dias em campo é necessário atentar para padronizar a coleta de dados com base em eventos de detecção independentes, os observadores devem praticar contagens rápidas de indivíduos em um grupo da espécie-alvo antes de iniciar a amostragem. É fundamental estar familiarizado previamente com o comportamento, respostas de fuga e vocalizações de alarme desta(s) espécie(s). É importante notar as possíveis diferenças na percepção de cada observador, nas acuidades auditivas e visuais, assim como assegurar que todos estão mesurando as variáveis referentes aos eventos de detecção independentes (e.g. distâncias perpendiculares à trilha) de forma acurada.

6 QUANDO FAZER OS CENSOS?

Existem diversos fatores ambientais que influenciam a abundância e densidade das populações nas florestas tropicais. Estes fatores variam, geralmente, de forma sazonal, sendo que o efeito da sazonalidade é variável entre as espécies, mesmo em ambientes relativamente sazonais. Ou seja, é desejável que os censos sejam realizados ao longo de todo o ano. Entretanto, existem dificuldades logísticas e financeiras que muitas vezes não permitem esta amostragem contínua ao longo do ano, particularmente em programas de censo de longo prazo em áreas remotas. Assim, as campanhas de campo devem ser planejadas para acontecer com a maior frequência possível ou pelo menos de dois a quatro períodos opostos ao longo do ano, que devem ser repetidos nos anos subsequentes. Caso não exista a possibilidade de manutenção dos programas de censo com amostragens semestrais ou quadrimestrais, pode ser feito censos em apenas uma época do ano, mas é importante destacar que esta seria a última opção. Logo, antes de iniciar um programa de censo ou monitoramento de médio e longo prazo, os responsáveis devem avaliar criteriosamente as facilidades e dificuldades logísticas e financeiras para estabelecer desde o início qual será a frequência dos censos nas áreas monitoradas pelos projetos. É importante considerar que esta periodicidade deve ser mantida ao longo dos anos, inclusive nas diferentes áreas sejam os agrupamentos de transectos ou as áreas alvo do projeto, como, por exemplo, um conjunto de áreas protegidas. Essas áreas devem ser amostradas sempre na mesma época dentro de um intervalo máximo de 1 a 2 meses. Caso contrário o poder de comparabilidade dos dados das diferentes áreas ou de uma mesma área ao longo de vários anos pode ser comprometido. A execução de censos em diversas áreas pode acarretar em sérias limitações logísticas

e sobrecarga de trabalho de campo, particularmente para os coordenadores e supervisores, que são os responsáveis pela coleta de dados, pela visita de todas as áreas de estudos e responsáveis pelo acompanhamento dos observadores. Logo, deve ser feito o cronograma e o planejamento antecipado das campanhas de campo e processamento dos dados, além de um elevado comprometimento das pessoas envolvidas. As coletas de dados devem acontecer sempre na mesma época ou estação do ano, para as coletas semestrais pode ser permitida uma flexibilidade de 15 dias nesta frequência, ou seja, a segunda coleta num programa de censos com base semestral deve acontecer com 182 ± 15 dias de espaçamento entre censos consecutivos. Neste caso, é interessante que as coletas aconteçam, por exemplo, no pico da estação chuvosa e no pico da estação seca da região como um todo. Para censos anuais pode ser permitido um intervalo de um mês para repetição do processo no ano subsequente, ou seja, se os censos ocorreram em meados de setembro de um ano, os próximos censos poderão acontecer entre meados de agosto e meados de outubro. É importante notar que esta flexibilidade é apenas com relação primeiro censo, caso contrário, em estudos de longo prazo, a diferença acumulada pode levar a dados insatisfatórios para a comparação, por exemplo, se os censos fossem repetidos sistematicamente a cada 11 meses, em cinco anos o censo aconteceria em uma estação do ano diametricamente oposta àquela do primeiro ano, o que não é desejável, principalmente para fins de monitoramento das populações censadas.

João Marcos Rosa



7 ESFORÇO AMOSTRAL E TAMANHO MÍNIMO DAS AMOSTRAS

Os levantamentos com censos em florestas tropicais devem consistir em um esforço acumulado de, no mínimo, 75 km em cada sentido do transecto ou 150km em cada transecto, 300km em um par de transectos ou 450km em três transectos, via de regra, a cada período amostral. Isto geralmente demanda cerca de 17 dias de censos com dois ou três observadores percorrendo os dois ou três transectos simultaneamente. Entretanto, na prática, mesmo este esforço relativamente grande pode não ser suficiente para detectar um número pré-estabelecido de avistamentos que permitam gerar estimativas robustas de densidade populacional para espécies raras. Embora o número recomendado de eventos acumulados de detecção independentes seja 40 ou mais, por espécie, para cada agrupamento de transectos (incluindo repetições sazonais / anuais de censos), tamanhos de amostra menores podem conseguir gerar estimativas com acurácia satisfatória, desde que analisados com atenção. Em geral, não há uma regra fixa para o tamanho amostral mínimo de eventos de detecção por espécie, porque a estimativa da largura probabilística do transecto depende principalmente da distribuição das distâncias perpendiculares (DP) de cada evento de detecção. Por vezes, amostras muito reduzida com até mesmo cerca de 20 avistamentos por espécie podem ser suficientes para gerar boas estimativas de densidade, desde que a distribuição dos dados seja favorável (S. Buckland, comunicação pessoal), mas pequenas amostras abaixo do limiar de suficiência amostral geram dificuldades na modelagem das funções de detecção e devem ser tratadas com muito cuidado.

No entanto, em comunidades de primatas neotropicais, tamanhos amostrais de 20 avistamentos por espécie podem ser difíceis de obter durante levantamentos relativamente efêmeros para espécies ocorrendo em baixa densidade de grupo (e.g., *Callimico spp.*, *Pithecia spp.*, *Lagothrix spp.*), mesmo alocando um esforço de campo relativamente intensivo (>300km de censos acumulados). Uma possibilidade para contornar problemas de suficiência amostral e lidar com volumes de dados pequenos é agrupar os dados das mesmas espécies em diferentes levantamentos conduzidos no mesmo tipo florestal e estratificá-los na análise de acordo com a localidade (e.g., Peres 1997a). Outra alternativa possível, mas não tão interessante é calcular a densidade de uma espécie utilizando a largura efetiva do transecto calculado para outras espécies afins ou para a comunidade como um todo (e.g. Almeida-Silva et al 2005). Entretanto, em ambos os casos, é importante fazer uma análise de variância na distribuição das DP entre as diferentes localidades ou as diferentes espécies em uma mesma localidade, já que pode existir diferenças na estrutura da vegetação ou na detectabilidade intrínseca de cada espécie, entre os diferentes sítios florestais, não permitindo os artifícios de agrupamento dos dados. Além disso, uma medida independente da densidade do sub-bosque em diferentes sítios de pesquisa pode fornecer informações importantes para o posterior agrupamento dos dados. Sobretudo, em todos os casos, é sempre recomendável apresentar os resultados dos números de avistamentos, do esforço amostral cumulativo (distância percorrida), e intervalo de confiança (CI) das estimativas de densidade, possibilitando que as médias das estimativas de densidade sejam interpretadas juntamente ao erro atribuído a elas, mesmo quando apresentarem intervalos de confiança amplos.

André A. Cunha



8 PROCEDIMENTOS PARA A TRANSECÇÃO LINEAR

8.1 Premissas

A teoria da transecção linear exige cinco premissas básicas que devem ser obedecidas para gerar estimativas acuradas de densidade (Burnham et al., 1980; Buckland et al., 1993). Estas são apresentadas abaixo, em ordem decrescente de importância:

1. todos os animais ao longo da linha do transecto, independentemente da altura deles na vegetação, devem ser detectados com 100% de confiança ($g(0)=1.0$);
2. os animais são detectados em sua posição inicial, antes de qualquer movimento (de fuga ou de atração) em resposta à presença do observador;
3. animais da espécie-alvo deslocam-se na paisagem florestal em uma velocidade menor do que a do observador;
4. todas as distâncias são medidas acuradamente; e
5. os eventos de detecção são independentes.

Logo, é importante padronizar os protocolos de amostragem, buscando reduzir ou eliminar tendências sistemáticas dos observadores que podem comprometer estas premissas, como os procedimentos para contagem de grupos, estimativas de distâncias perpendiculares e coesão de grupos sociais. A busca de padronização para coleta de dados deve ser feita inclusive com ob-

servadores previamente treinados. Em alguns casos específicos, detalhados abaixo, pode ser aceitável que algumas destas premissas sejam parcialmente relaxadas. Entretanto, estes casos devem ser exceções e como regra geral, os observadores devem sempre ter em mente que é necessário obedecer a estas premissas, caso isto não aconteça, as estimativas de abundância resultantes não serão válidas, muito menos comparáveis com outros censos em outras localidades ou na mesma localidade ao longo do tempo.

8.2 Parâmetros (quais dados coletar?)

Os observadores devem registrar a data, a identificação do transecto, condições meteorológicas e o nome do observador, assim como, a hora de início e final de cada censo. Para cada evento de detecção devem ser registrados, no mínimo, os seguintes dados:

1. Horário do encontro;
2. Identidade da espécie;
3. Tamanho do grupo;
4. Distância perpendicular ao indivíduo, subgrupo ou grupo detectado;
5. Distância entre os indivíduos mais distantes do grupo (dispersão do grupo);
6. Sentido do movimento do animal ou grupo;
7. Local de avistamento no transecto; e
8. Tipo de pista para detecção.

Estes dados devem ser registrados sempre na mesma seqüência e em um formulário de campo padronizado, o que facilitará, posteriormente, a entrada sistemática de dados na planilha. É interessante que este protocolo padronizado possa ser impresso em um formato que permita seu preenchimento de forma fácil e rápida, é desejável ainda que este formulário, ou protocolo, seja portátil, preferencialmente em tamanho de bolso, o que permite fácil acesso e manuseio, otimizando o tempo para anotação dos dados. Uma proposta de protocolo de campo deste tipo é apresentado no Anexo 1. A oportunidade de registrar informações adicionais como atividade, itens alimentares consumidos, uso do espaço e suportes, idade (ou estrutura etária), sexo, entre outros dados dos animais avistados não deve ser descartada. Durante a coleta de dados, os observadores devem permanecer na linha do transecto, mas em

alguns casos pode ser necessário se deslocar um pouco para se aproximar dos animais e permitir oportunamente melhor qualidade nas observações. O tempo de parada para as observações e anotações dos dados não deve exceder 10 minutos e deve ser muito menor nas áreas com elevada abundância das espécies-alvo, para não comprometer o ritmo do censo e velocidade média do observador ao longo do transecto. Isto porque o período de atividade da maioria das espécies é cíclico, e as observações na extremidade distal dos transectos (e.g. no final do intervalo de percurso de censo) valem tanto quanto as do início ou meados do transecto. Portanto, é fundamental iniciar os censos nos primeiros minutos da manhã e manter o ritmo, para evitar o término com pressa ou com o sol a pino, no caso de transectos longos (>3-4km).

Avistando a espécie de interesse, é extremamente importante memorizar o ponto inicial onde o animal foi detectado. A partir deste ponto, deve ser medida a distância perpendicular ao transecto (DP) (Figura 2). Alternativamente, pode ser medida a distância entre o observador e o animal (DV), aliada ao ângulo interno de avistamento formado entre a reta observador-animal em relação à linha central do transecto, que posteriormente deve ser transformado em distância perpendicular (DP) (Figura 2). É preferível que a distância medida seja DP, já que as análises de estimativa de densidade baseadas em DV (i) requerem premissas não realísticas sobre o processo de detecção, as quais não são necessárias quando se utiliza a DP (Burnham *et al.*, 1980; Buckland *et al.*, 1993), e (ii) são menos adequadas que aquelas baseadas em DP (Hayes & Buckland, 1983). Além disso, na prática, é realmente mais fácil medir apenas a DP com a memorização do ponto de detecção inicial do animal (ou grupo de animais) e seguir caminhando no transecto até o ponto mais próximo do local de avistamento (formando um ângulo reto) e a partir deste ponto medir a DP. Quando o animal for detectado em uma área cujo trajeto do transecto tenha uma curva, a DP deve ser medida até uma projeção reta da linha cujo observador está andando, desconsiderando a curva a frente.

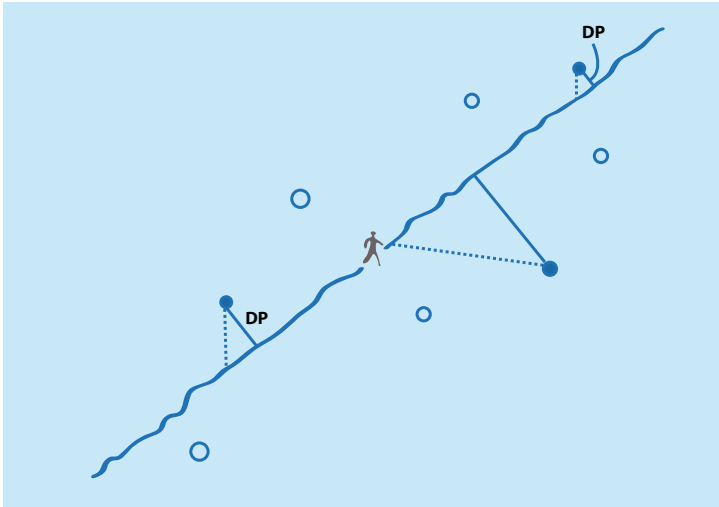


FIGURA 2. Exemplos de distâncias perpendiculares (DP) aos objetos de interesse, que podem ser medidas ou estimadas a partir da linha do transecto percorrido pelo observador.

As distâncias a cada objeto independente (animal ou grupo de animais) devem ser mensuradas acuradamente. Para que o observador possa medir as distâncias acuradamente, é recomendável o uso de trenas, ou um aparelho ótico modelo "range finder" (custo aproximado de U\$ 50) ou binóculos com laser, que são pouco mais onerosos (US\$ 290-500), que permitem um ganho considerável na acurácia das medidas, mesmo considerando o maior custo-benefício. Os observadores podem também calibrar suas estimativas de distância a partir da medida de seus passos, de acordo com o comprimento médio da passada, geralmente quantificado previamente ao longo de uma trena de 50m ou calibrar estimativas de distâncias perpendiculares com o auxílio de uma trena, sempre antes do início trabalhos. A medida acurada das distâncias é particularmente importante nos avistamentos relativamente próximos a linha de transecção, já que os modelos para estimativa de densidade são mais dependentes da distribuição da frequência de avistamentos próximos à linha do transecto. Erros pequenos, por exemplo de 10% nestas medidas, podem resultar em erros ainda maiores que 10% nas estimativas finais de densidade e tamanho populacional de uma determinada área (Buckland *et al.* 1993), o que não é desejável. Logo, é fortemente recomendado que os observadores levem "range finders", binóculos, e trenas, equipamento que deve ser obrigatório para os principiantes. As medidas de distância para avista-

mentos longe da linha central são comparativamente menos problemáticas, já que estes têm menor consequência no cálculo da função de probabilidade de detecção. Os valores extremos, ou desviados, das distâncias afastadas da linha central do transecto são tolerados, porque (i) uma proporção modesta dos dados geralmente são “truncados”, com a eliminação de valores fora do padrão (*outliers*) – acima de um determinado limiar de distância e (ii) estimativas com 40 ou mais observações independentes (animais ou grupos de animais) de cada espécie-alvo se comportam de forma robustas, mesmo com estes valores extremos.

8.3 Procedimentos de campo

Os percursos de censos devem ser evitados em dias chuvosos, particularmente nas primeiras horas da manhã. A chuva, principalmente a chuva moderada à forte, afeta a habilidade dos observadores em detectar os animais de diferentes espécies, geralmente por causa do ruído de fundo gerado pelo som das gotas de chuva na folhagem que interfere bastante no ambiente acústico. Além disso, o comportamento intrínseco das espécies pode também ser alterado; de modo geral, os animais ficam menos ativos ou estacionários ao invés de exibirem respostas de fuga à presença do observador, o que pode alterar sensivelmente a função de detectabilidade. Na prática, as pancadas de chuva tendem a ocorrer da metade para o final do dia, possibilitando a parada dos observadores durante o censo, é recomendado que aguardem sob o dossel e retornem ao censo após a parada da chuva (e da maior parte do gotejamento pós-chuva dentro da mata), perfazendo assim, pelo menos, parte do transecto. Isto é particularmente mais apropriado em trabalhos com limitação de tempo. Felizmente, os temporais tendem a ocorrer na parte da tarde na maioria das regiões tropicais do mundo, permitindo então que os transectos sejam percorridos sem prejuízo na parte da manhã, que é a melhor hora do dia para conduzir censos, em qualquer situação de clima e época do ano.

Precipitações muito brandas, como leves garoas ou névoas com gotículas de água, frequentes em ambientes de encosta na Mata Atlântica, não devem ser impeditivos para a condução dos censos, já que estas “chuvas” aparentemente não influenciam o comportamento de movimentação dos médios e grandes vertebrados de florestas tropicais ou a detectabilidade dos observadores.

Os transectos devem ser percorridos a uma velocidade de caminhada que

permita a percepção auditiva e observação visual de todos os estratos da floresta, inclusive do chão. Para isto, cada transecto deve ser percorrido por no máximo dois observadores caminhando a uma velocidade média de 1.250m/h. Desta forma, um transecto de 5.000 m pode ser percorrido dentro de pouco mais que 4 horas, incluindo o tempo necessário para observação e anotação dos dados. Os censos da parte da manhã devem iniciar assim que a luminosidade permitir (dependendo do nascer do sol), normalmente a partir de 06h00-06h45 até 10h30-11h00. Em regiões ou épocas do ano muito frias o início do censo pode ser atrasado em até 30 min. Na parte da tarde os censos devem ser realizados entre 13h45-14h00 e 17h45-18h00. Em regiões onde há mudanças no relógio devido ao horário de verão, é muito importante descontar este atraso quando os horários forem anotados. Paradas breves, mesmo que por somente 10 segundos, e não mais que 2 minutos, a cada 100m, são aconselháveis para aumentar a percepção do ambiente acústico e movimentos a volta do observador, principalmente quando as pistas para detecção dos animais são predominantemente acústicas e o folhíço, no chão da floresta, está seco. Após o censo na parte da manhã, o observador deve descansar no final do transecto, ou na trilha de deslocamento para o transecto paralelo, por um período de aproximadamente 3h, até iniciar o censo na parte da tarde, após as 13h45-14h00. Isto permite que o observador retome a disposição e também desconte o período do meio dia, onde os animais reduzem seu ritmo de atividades. E caso o recenseador da tarde retornar no mesmo transecto (percurso de volta), é importante permitir que os animais se redistribuam sem a interferência de observadores ao longo desta área.

A análise de dados de censos na parte da tarde pode ser problemática para aquelas espécies que frequentemente permanecem descansando, que são menos detectáveis na parte da tarde, ou que tem um período de atividades mais truncada, recolhendo-se aos sítios de pernoites bem antes do horário do pôr do sol (e.g. calitriquídeos: Peres 1989b; 1993b; *Pithecia irrorata*: Palminteri 2010). Logo, os censos vespertinos podem facilmente exceder o período de atividade de algumas espécies, levando a uma sub-estimativa de suas densidades. O artifício para corrigir este problema é utilizar os dados seletivamente e estratificar as estimativas de densidade de acordo com o horário do dia, já que parte dos dados, como a contagens de grupos e as distâncias perpendiculares são perfeitamente válidas, enquanto que a taxa de detecção total pode não ser. No entanto, esta correção deve ser feita posteriormente na fase de análise dos dados, sendo que a coleta de dados na parte da tarde deve seguir os mesmos procedimentos que os adotados na parte da manhã.

É aconselhável que diferentes observadores conduzindo um mesmo período de censo façam rodízio diário sistemático entre os diferentes transectos para minimizar ou cancelar quaisquer efeitos relacionados à habilidade dos observadores ou tendências e desvios inerentes aos observadores. Este sistema tem funcionado muito bem em áreas de estudo onde grupos de dois ou três transectos são utilizados simultaneamente (por dois ou três observadores com relógios sincronizados). Isto também permite que cada um dos observadores trabalhando sozinho contribua para um melhor esforço coletivo da equipe ao final da campanha, e uma checagem mútua ou tríplice do esforço prévio de cada um, através da inspeção de marcações diárias feitas em uma fita plástica ao final de cada censo².

8.4 Desvios, tendências e erros, como evitá-los ou minimizá-los.

8.4.1 Probabilidade de detecção na linha do transecto

Em alguns casos pode acontecer de alguns animais serem atraídos para a linha central do transecto, como por exemplo, predadores que preferem deslocar-se por trilhas abertas ou animais habituados a pessoas, como em áreas turísticas ou próximas a habitações. Entretanto, o que é mais comum acontecer com médios e grandes vertebrados em florestas tropicais são os animais se afastarem da linha central do transecto, particularmente quando percebem a presença do observador, o que normalmente é agravado em áreas com histórico de caça. Logo, é importante estar atento aos animais possivelmente deslocando-se para longe do transecto, ou em manobra de fuga, antes do animal ser percebido pelo observador, mas após este detectar observador (premissas 1 e 2). No jargão estatístico da teoria de censo, este tipo de desvio é geralmente descrito como um “*problema g(o)*”. O termo matemático $g(o)$ se refere à probabilidade de detecção de uma determinada espécie ao longo da linha central do transecto, que deve ser igual a 1.0, ou seja 100% (premissa 1), ou seja, todos os

² Um sistema de policiamento mútuo, no qual dois ou mais observadores percorrendo as mesmos transectos em dias diferentes “batem o ponto” com marcações sistemáticas no final das trilhas, tem funcionado muito bem na série padronizada de censos na Amazônia brasileira, Peruana e Colombiana conduzida por Carlos Peres e colaboradores.

animais presentes na linha do transecto, incluindo o dossel da floresta acima da trilha para espécies arborícolas, devem ser detectados. Além disso, a probabilidade de detecção deve aumentar (mas não necessariamente numa função linear) na medida em que um determinado animal de interesse se aproxime da linha do transecto a partir de pontos mais distantes. Isto é fundamental, porque a maioria dos modelos de estimativa de densidade populacional assumem que todos os animais na linha central do transecto são detectados (premissa 1), e que a probabilidade de detecção é independente da presença do observador (premissa 2). Adicionalmente, erros de arredondamento das estimativas de distância, particularmente em distâncias próximas à linha central, podem ser problemáticos e devem ser evitados ao máximo. Nestes casos é fortemente recomendado o uso de trena para medição acurada das distâncias. Caso as medidas não sejam acuradas, este erro pode ainda ser reparado na fase inicial de análise de dados através do agrupamento em classes de intervalo de DP ou outras técnicas de agrupamento. Este problema é relativamente comum quando as distâncias não são medidas acuradamente, já que muitos observadores têm uma tendência natural de arredondar distâncias para medidas múltiplas de cinco (e.g. 0, 5, 10, 15). Frequentemente essas estimativas de distância tendem a ser sistematicamente arredondadas para mais ou para menos, resultando numa sub-estimativa ou numa sobre-estimativa de densidades, respectivamente. Logo, é fundamental reservar tempo suficiente (1-2 dias) para permitir praticar a padronização da medição das distâncias por diferentes observadores antes do início dos censos, além de contar com trena e/ou *range finder* para medição das DPs, principalmente nos primeiros anos de prática do censo.

8.4.2 Espécies sociais – tamanho e coesão dos grupos: como proceder?

Para espécies sociais, como os primatas, os grupos (ou subgrupos) devem ser considerados a unidade espacial relevante para a população, mas as características socio-ecológicas e a estrutura espacial dos grupos são altamente variáveis, não só entre as espécies numa mesma área, mas também entre populações da mesma espécie em diferentes áreas. Para espécies sociais onde a população de interesse está distribuída em agrupamentos sociais, quatro premissas básicas devem ser obedecidas:

1. Todos os grupos centrados no transecto ou bem próximos aos transectos são detectados com probabilidade máxima e igual a 1.0;

2. Os grupos são detectados na sua localização inicial antes que eles reajam à presença do observador;
3. A velocidade média desses grupos é bem mais baixa que a velocidade média do(s) observador(es);
4. As medidas ou estimativas de distância perpendicular (DP) da linha até o centro de cada grupo detectado são acuradas.

Logo, nos procedimentos de campo durante o censo as medidas ou estimativas de DP devem ser tomadas preferencialmente em relação ao centro geométrico aproximado do grupo, o que nem sempre é possível ser bem definido (Fig. 3a). A densidade populacional pode então ser calculada como produto da densidade pelo tamanho médio do grupo, baseado no maior número possível de contagens acuradas do grupo ou subgrupo. Mas na prática, os animais próximos ao observador são muito mais visíveis ou detectáveis e o ponto central do grupo não é facilmente identificável, particularmente para as espécies vivendo em grupos grandes e quase sempre pouco coesos, como acontece com várias espécies de primatas amazônicos (e.g. *Saimiri spp.*, *Cebus albifrons*, *Cacajao spp.*, *Lagothrix spp.*: Peres, 1993; Peres, 1997a), e com espécies da Mata Atlântica (e.g. *Brachyteles spp.*, muitas populações de *Cebus spp.*). Logo, muitas vezes é essencial adicionar um fator de correção baseado numa estimativa de coesão ou dodiâmetro dos grupos sociais, para cada observação independente. Caso esta correção não seja feita, como na maioria dos casos, as estimativas de densidade das espécies de grupos grandes podem ser severamente sobre-estimadas (Janson & Terborgh, 1980; Brockelman & Ali, 1987; Peres 1997a). Para isto, é importante anotar também a distância máxima entre os indivíduos do grupo dentro do raio de visibilidade e de audição do observador.

Na prática, outra opção para espécies que apresentam grupos grandes e pouco coesos, ou com grande tendência de dividirem em subgrupos³, é tratar cada pequeno agrupamento de animais independentemente, registrar o tamanho do subgrupo e a DP para o centro de cada agrupamento de indivíduos que formam uma unidade relativamente discreta, mesmo sabendo que esta faz parte de um grupo maior, e conseqüentemente não se desloca na paisagem de forma independente. Nestes casos, mais de um subgrupo

³ O conceito de "subgrupo" usado aqui não tem uma conotação socio-ecológica e nem necessariamente se refere a uma unidade socialmente ou espacialmente estável ao longo do tempo, mas sim a qualquer parcela agregada de indivíduos do grupo (ou meta-grupo) durante atividades de forrageio, descanso ou locomoção. Esses agregados de indivíduos, assim como observados na prática durante o censo, tendem a ser relativamente bem definidos no momento do evento de detecção, mesmo que de forma efêmera.

pode ser detectado dentro de um determinado grupo (Fig. 3b). Portanto, os avistamentos múltiplos de subgrupos adjacentes podem violar a condição teórica que considera que os eventos de detecção devem ser independentes (premissa 5), mas isto é bem menos problemático do que os desvios sistemáticos na estimativa de densidade resultante do tamanho total do grupo, ou da única DP atribuída, principalmente para espécies que formam grupos grandes, elásticos e logo de baixa coesão espacial. Uma outra vantagem na abordagem dos subgrupos discretos como observações independentes é que o maior tamanho da amostra resultante em termos do número de eventos de detecção (os quais não são necessariamente independentes) costuma resultar em funções de detecção e estimativas mais robustas da densidade global da espécie para uma determinada área amostral (S. Buckland & K. Burnham, com. pessoal). Estas estimativas podem derivar resultados similares aquelas baseadas nos tamanhos de grupo total, mas as estimativas de tamanho de grupo irão, naturalmente, divergir substancialmente.

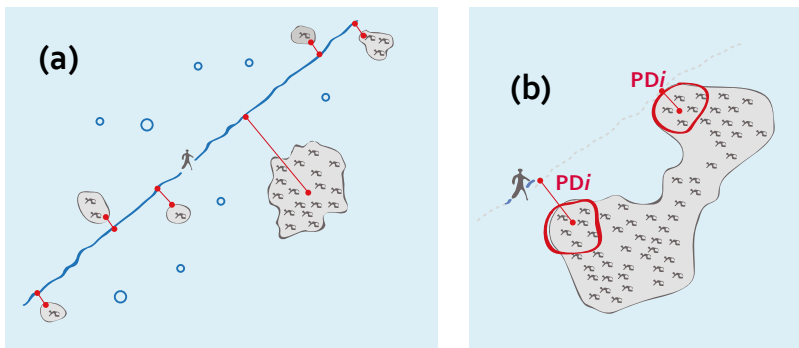


FIGURA 3. Exemplos de tomadas de distâncias perpendiculares a partir do transecto até (a) o centro geométrico aproximado de grupos de espécies sociais, caso este possa ser determinado. Por outro lado, uma determinada população local de várias espécies sociais que frequentemente se deslocam em grupos grandes e poucos coesos ao longo do transecto pode ser censada através de detecções múltiplas, considerando mais do que uma distância perpendicular (PD_i) em relação a sub-grupos pertencentes ao mesmo grupo (b). Este procedimento aumenta a acurácia das medidas de (PD), que passam a ser mais curtas, aumentando tanto o número de detecções durante um determinado censo quanto a robustez do encaixe dos modelos de detecção (Buckland et al. 2010; C.A. Peres, unpubl. data), mesmo ao violar o princípio de independência espacial entre agregados discretos (clusters) de animais uma mesma espécie.

9 ANÁLISES DE DADOS

Este documento não pretende ser uma revisão exaustiva dos procedimentos de campo adotados durante trabalhos de censo baseados em transeção linear, muito menos abordar com detalhes a etapa subsequente de análise dos dados, cujas limitações estão inerentemente ligadas à qualidade dos dados obtidos em campo. Resumidamente, esses métodos se baseiam na premissa básica de que a probabilidade de detecção é unitária (100% ou 1.0) a uma distância zero (0 m) do transecto, ou seja, todos os animais terrestres ou arborícolas das espécies-alvo ao longo dessa linha são certamente detectados. A partir de uma estimativa da função de detectabilidade, podemos então estimar a proporção dos animais detectados dentro de uma faixa centrada na linha, mas limitadas a uma distância w para ambos os lados da linha (Fig. 2). Uma determinada estimativa de densidade é então baseada na integral do melhor ajuste possível da função de detecção $g(x)$, que é representada pelo parâmetro μ que também é conhecido pela “meia largura da faixa efetiva” do censo (ou effective (half-) strip width); este parâmetro μ representa a distância lateral a partir de cada lado da linha do censo dentro da qual o número total de objetos que deixaram de ser detectados relativamente próximos ao transecto, e abaixo do valor μ , se equivalem ao número de objetos detectados relativamente longe do transecto, e além do valor μ (Figura 4).

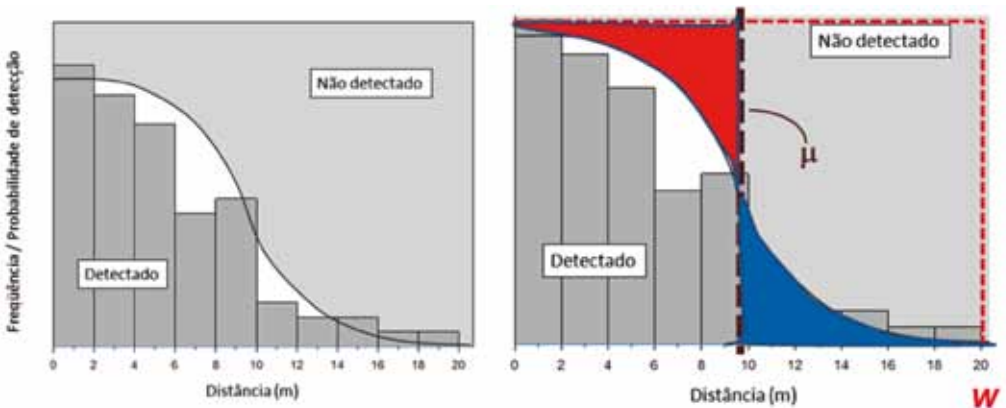


FIGURA 4. Uma função de detecção baseada na distribuição dos dados de distâncias perpendiculares (DPs) mostrando a fração dos objetos detectados ou não, abaixo e acima da curva, respectivamente. A figura da esquerda mostra a distância expressada pelo parâmetro m que representa a distância lateral a partir da linha do censo na qual o número total de objetos que deixaram de ser detectados relativamente próximos ao transecto, e abaixo do valor m , se equivale ao número de objetos detectados longe do transecto, e além do valor m ; logo a área total em vermelho e em azul se equivalem.

Isso nos permite então estimar a densidade de animais através de ajustes da taxa de encontros (*encounter rates*), ou o número de animais detectados por unidade de comprimento da linha, para compensar a proporção de animais que deixou de ser detectada dentro dessa faixa. Desde que os princípios da replicação e randomização sejam obedecidos, podemos então estimar o tamanho total de uma população numa região desde que os transectos amostrados sejam representativos desta região. O arcabouço teórico das ferramentas de modelagem atual para a análise de dados de censo é descritas em detalhe em outros documentos, e vão além do escopo deste manual.

Em particular, o trabalho de Buckland e colaboradores (1993, 2004; Thomas et al. 2009), construídos principalmente a partir de uma base teórica anterior (Burnham et al., 1980), abordam com profundidade adequada o tratamento das análises estatísticas dos dados de censos em transecção linear, baseados em abordagens de distâncias perpendiculares (DP), utilizadas para estimar densidade das populações. Nas últimas décadas, um grupo de pesquisado-

res, principalmente matemáticos e estatísticos em colaboração com ecólogos, produziu uma série de softwares para analisar os dados de amostragem de DP em transecção linear. Na década de 1980, o programa TRANSECT (Laake et al., 1979) se tornou a ferramenta mais popular e abrangente para análise de dados de transecção linear para levantamentos da abundância de vertebrados em florestas tropicais. Na década de 1990, este programa foi substituído pelo DISTANCE (Laake et al., 1991; Buckland et al., 1993), o qual está bem estabelecido e possui uma interface e uso relativamente simples, ele está disponível para download gratuito na sua versão 6.0 (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>).

O DISTANCE fornece uma série de estimadores de densidade populacional (ou de grupos) a partir de dados de distâncias perpendiculares ou distâncias de avistamento (conjuntamente aos ângulos de avistamento)⁴. Este é atualmente o programa mais amplamente utilizado, abrangente e recomendado para análise de dados de transecção linear para estimativas de densidade. O DISTANCE modela uma função de probabilidade de densidade a partir dos dados de DP, primeiramente como uma função chave, e posteriormente com séries de expansão ou ajustes (Buckland et al., 1993), e realiza todas as operações computacionais necessárias. Os critérios de informação de Akaike (AIC), os quais hoje são muito usados na avaliação de desempenho de modelos através da penalização da verossimilhança, já vem embutido no software facilitando a seleção de modelos mais parcimoniosos para cada distribuição de DP, agrupadas ou não. O modelo Hazard-rate com um dos ajustes matemáticos é frequentemente o estimador de densidade mais adequado para as curvas de $g(x)$, resultantes dos censos de primatas (Peres 1997a), e apresenta também um bom desempenho para dados de grande parte dos vertebrados florestais. Entretanto, não é incomum que outros modelos também sejam selecionados como o de melhor ajuste aos dados, principalmente em casos com pequeno tamanho amostral.

Para aqueles que pretendem analisar os dados de transecção linear é fundamental entender como funciona o método e a modelagem do programa DISTANCE. Para isto recomendamos que, ao menos, os capítulos 1, 2, 3, 4 e 7 do livro de Buckland e colaboradores (1993) sejam lidos e compreendidos.

⁴ Apesar da grande variação nos procedimentos de campo adotados por diferentes investigadores em regiões de floresta tropical, métodos de censo baseados na distância observador-animal são inerentemente problemáticos, apresentando sérias limitações na mecânica de derivação de estimativas populacionais (e.g. Buckland et al. 2010).

Embora existam muitos trabalhos em língua inglesa discutindo a aplicação deste método e modelagens, existe pouquíssimo material em português e espanhol. Para uma abordagem muito preliminar podem ser consultados os trabalhos de Cullen & Rudram (2004) e Cunha (2007). Na aplicação do programa, todos os modelos e respectivos ajustes de funções matemáticas devem ser testados para avaliar aquele que melhor representa os dados de cada espécie e em cada censo. Caso a modelagem inicial não forneça uma estimativa acurada, os dados podem ser truncados (cortados) e/ou separados em classes de distância para um melhor ajuste da função de detecção. A seleção da melhor modelagem deve ser feita a partir do valor AIC, do Coeficiente de Variação (CV); da estimativa de densidade e do teste de Goodness-of-fit.

Marcelo Lima Reis



10 REGISTRO DE EVIDÊNCIAS INDIRETAS

Os dados registrados no censo são aqueles provenientes de observações instantâneas diretas, mais especificamente a partir dos registros visuais e/ou acústicos dos animais presentes naquele momento do censo. No entanto, muitos animais estão mais ativos no período noturno, ou podem deslocar seus períodos de maior atividade para a noite, como em áreas com um histórico de pressão de caça, como é o caso da anta (*Tapirus terrestris*), sendo, portanto menos detectáveis durante censos diurnos, que em geral são conduzidos durante parte da manhã e tarde. Outros animais semi-fossoriais, como tatus (*Xenarthra*) podem estar amplamente distribuídos numa área de estudo, mas raramente são vistos, ou porque são noturnos ou porque estão abaixo da superfície do solo. Existem espécies terrestres como os queixadas (*Tayassu pecari*), que deslocam-se em grandes bandos (ou varas), com até >500 indivíduos, e ocupam áreas muito extensas, com longos intervalos de retorno ao mesmo ponto da floresta que na Amazônia central pode demorar até 1 ano (Peres, 1996), isso implica em um índice de detecção por evidências diretas, ou avistamentos muito baixo. Existem ainda outras espécies que ocorrem em densidades relativamente baixas, ou muito baixas, como os carnívoros de grande porte, como a onça-pintada (*Panthera onca*), cujos eventos de detecção direta também são raríssimos. Entretanto, coletivamente estas espécies representam parte expressiva da biomassa de médios e grandes vertebrados e exercem funções fundamentais para a manutenção das florestas e da biodiversidade neotropical. Ou seja, é desejável que a sua presença e, se possível, seus padrões de abundância sejam quantificadas nas áreas onde são realizados os censos.

Muitas vezes é possível identificar a presença de espécies por outros sinais que não a visualização direta, conhecidas como evidências indiretas, como rastros, fezes, pêlos, penas, tocas e ninhos, esses elementos podem fornecer

dados incontestáveis sobre a presença e, quando apropriadamente tratados, abundância das espécies. Isto é interessante para as espécies que não são facilmente capturáveis ou detectáveis pelo método de censos em transecção linear, como, por exemplo, aquelas citadas acima. Nesses casos é importante que os observadores dos censos estejam atentos as evidências indiretas da presença das espécies. Portanto, a seleção do pessoal deve levar em conta a habilidade dos potenciais observadores em detectar e identificar acuradamente estes sinais. Preferencialmente, deve ser preparado um material de apoio para identificação destas evidências indiretas, aumentando as chances de uma identificação correta para aqueles observadores pouco familiarizados com os sinais. Atualmente existem alguns guias de campo para identificação de rastros publicados em português com a fauna neotropical, é sempre útil levar um durante o censo, principalmente para aqueles pouco habituados em identificar estes sinais, tal qual os estudantes.

É possível utilizar os registros de evidências indiretas para derivar uma estimativa de abundância das populações. Entretanto, é necessário que alguns cuidados sejam tomados, pois a detectabilidade dessas evidências é extremamente variável dependendo das espécies, condições climáticas e tipos de substratos (e.g. pegadas no solo). Além disso, essas evidências são frequentemente de longevidade muito prolongada, de detectabilidade intrínseca muito mais alta do que encontros aleatórios com animais da própria espécie que deixam essas evidências. Logo, a relação entre o número de sinais indiretos detectáveis num determinado ambiente e o número de indivíduos de uma determinada espécie aos quais estes sinais podem ser atribuídos não é, estatisticamente, clara ou facilmente previsível. Para isto, o mais importante é que o registro de uma evidência qualquer possa ser considerado uma observação espacialmente independente e padronizado ao longo do tempo em relação à sua idade.

Assim, os observadores devem anotar somente um único registro quando um animal deixar sua pegada em dezenas de metros percorridos ao longo do transecto.

É importante também registrar a idade aproximada daquele rastro ou qualquer outra evidência indireta. Devem ser registrados somente os rastros mais recentes, ou ainda frescos, que perceptivelmente tenham sido deixados desde o dia anterior (e.g. nas últimas 24 horas), no máximo. Caso contrário, considerando registros mais antigos, corre-se o risco de contabilizar mais de uma vez o mesmo animal, em dias seguidos do censo, além de inflar estimativas de abundância para espécies que deixam evidências de longa meia-vida.

A localização destas evidências deve ser acuradamente medida ao longo do transecto, registrando em qual trecho foram encontradas, com auxílio das marcações a cada 50 metros do transecto. Isto permitirá o posterior mapeamento em relação a tipos de habitat ou outros gradientes ambientais, que poderá ser utilizado, quando houver mais de um registro deste tipo ao longo do transecto, para aferir se eles foram encontrados em uma área menor, igual, ou maior do que a área de uso do animal ou grupo de animais, permitindo analisar a independência, ou não, destes registros, o que é fundamental para transformar estes dados de evidências indiretas em índices de abundância. Observe também, que estas técnicas estão sujeitas a desvios sistemáticos de amostragem, que podem ser positivos ou negativos, já que algumas espécies tipicamente preferem andar ao longo de trilhas, ou por outro lado, evitar trilhas. Apesar dessas considerações, para muitas espécies terrestres de grande porte associadas a baixas taxas de detecção direta (e.g. *Tapirus terrestris*, *Tayassu pecari*) é muito aconselhável registrar criteriosamente essas evidências, assim como a sua localização ao longo dos transectos, para posteriores cálculos de estimativas de abundância, mesmo que esses raramente possam ser traduzidos em estimativas de densidade.

11 REFERÊNCIAS

- Almeida-Silva, B.; Cunha, A.A.; Boubli, J.P.; Mendes, S.L. & Strier, K.B. 2005. Population Density and Vertical Stratification of Four Primate Species at the Estação Biológica de Caratinga/RPPN-FMA, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Primates*, 13: 25-29.
- Andrewartha, H.G. & Birtch, L.C. 1954. *The distribution and abundance of animals*. The University of Chicago Press.
- Brasil, 2007 (Ministério do Meio Ambiente) 2007. Levantamento da cobertura dos biomas brasileiros. www.mma.gov.br.
- Brockelman, W. Y. & Ali, R. 1987. Methods of surveying and sampling forest primate populations. In: *Primate Conservation in the Tropical Forest*, C. W. Marsh and R. A. Mittermeier (eds.), pp. 23-62. Alan R. Liss, New York.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P. & Laake, J. L. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman & Hall, London.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas L, eds. 2004. *Advanced Distance Sampling*. Oxford University Press, Oxford.
- Buckland, S. T., A. J. Plumptre, L. Thomas and E. A. Rexstad. 2010. Line transect sampling of primates: can animal-to-observer distance methods work? *International Journal of Primatology* 31: 485-499.
- Burbidge, A. A. 1991. Cost constraints on surveys for nature conservation. In: *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. C. R. Margules & M. P. Austin, (eds). Pp. 3-6. CSIRO, Melbourne, Australia.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. & Laake, J. L.. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs*. 72: 1-202.
- Chiarello, A. G., & F. R. de Melo. 2001. Primate population densities and sizes in Atlantic forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. *International Journal of Primatology*, 22:379-396.

- Coimbra Filho, A. F., A. D. Aldrichi, & H. F. Martins. 1973. Nova contribuição ao restabelecimento da fauna do Parque Nacional da Tijuca, GB, Brasil. *Brasil Florestal*, 4:7-25.
- Coppolillo, P.; Gomez, H.; Maisels, F. & Wallace, R. 2004. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation*, 115: 419-430.
- Cunha, A.A. 2007. Censos visuais de mamíferos de médio e grande porte para amostragem de distância em transecção linear. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, 49:3-6.
- Cunha, A.A., Grelle, C.E.V & Boubli, J.P. 2009. Distribution, population sizes and conservation of the endemic muriquis (*Brachyteles* spp.) of the Brazilian Atlantic Forest. *Oryx*, 43: 254-257.
- Cullen Jr., L. & R. Rudran. 2004. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. In: *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Cullen Jr., L., R. Rudran, & C. Valladares-Padua (eds). UFPR / FBPN, Curitiba.
- Cullen Jr., L., R. Rudran, & C. Valladares-Padua. 2004. *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. UFPR / FBPN, Curitiba.
- Defler, T. & Pintor, D. 1985. Censusing primates by transect in a forest of known primate density. *International Journal of Primatology*, 6:243-259.
- Endo, W., C.A. Peres, E. Salas, S. Mori, G.H. Shepard, V. Pacheco, D.W. Yu. 2010. Game vertebrate densities in hunted and nonhunted forest sites in Manu National Park, Peru. *Biotropica* 42: 251-261.
- Galetti, M., H. C. Giacomini, R. S. Bueno, C.S.S. Bernardo, R. M. Marques, R. S. Bovendorp, C. E. Steffler, P. Rubim, S. K. Gobbo, C. I. Donatti, R. A. Begotti, F. Meirelles, R. de A. Nobre, A. G. Chiarello & C. A. Peres. Priority Areas for the conservation of Atlantic forest mammals. *Biological Conservation*, 142: 1229-1241.
- Goodrich, A. S. W. & Buskirk, J. M. 1995. Control of Abundant Native Vertebrates for Conservation of Endangered Species. *Conservation Biology*, 9:1357-1364.
- Greenwood, J. J. D. 1996. Basic techniques. In: *Ecological Census Techniques: a Handbook*, W.J. Sutherland, (ed.), pp. 11-109. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hayes, R. J. & Buckland, S. T. 1983. Radial-distance models for the line-transect method. *Biometrics* 39: 29-42.

- Janson, C. & Terborgh, J. 1980. Censo de primates en selva humeda tropical. *Publicaciones del Museo de Historia Natural "Javier Prado", Serie A (Zoologia)* 28: 1-39.
- Johns, A. D. 1985. Differential detectability of primates between primary and selectively logged habitats and implications for population surveys. *American Journal of Primatology*, 8: 31-36.
- Jorge, M.L. & C.A. Peres. 2005. Population density and home range size of red-rumped agoutis (*Dasyprocta leporina*) within and outside a natural Brazil nut stand in southeastern Amazonia. *Biotropica* 37:317-321.
- Kühl, H., Maisels, F., Ancrenaz, M., & Williamson, E. A. 2008. Best Practice Guidelines for Surveys and Monitoring of Great Ape Populations. IUCN SSC Primate Specialist Group, Gland, Switzerland.
- Laake, J. L., Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 1979. User's Manual for Program Transect. Utah State University, Logan, Utah.
- Laake, J. L., Buckland, S. T., Anderson, D. R. & Burnham, K. P. 1991. DISTANCE User's Guide. Colorado State University, Fort Collins, Colorado.
- Marshall, A. R., Lovett, J. C., & White, P. C. L. 2008. Selection of line-transect methods for estimating the density of group-living animals: lessons from the primates. *American Journal of Primatology* 70:1-11.
- McNeilage, A., Robbins, M.M., Gray, M., Olupot, W., Babaasa, D., Bitariho, R., Kasangaki, A., Rainer, H., Asuma, S., Mugiri, G. & Baker, J., 2006. Census of the mountain gorilla *Gorilla beringei beringei* population in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *Oryx* 40, 419-427.
- Michalski, F. & C.A. Peres. 2007. Disturbance-Mediated Mammal Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. *Conservation Biology* 21: 1626-1640
- Palminteri, S. 2010. Ecology and use of space of bald-faced sakis (*Pithecia irrorata*) in southeastern Peru. PhD thesis, University of East Anglia, Norwich, UK.
- Peres, C. A. 1988. Primate community structure in western Brazilian Amazonia. *Primate Conservation*, 9: 83-87.
- Peres, C. A. 1989a. A survey of a gallery forest primate community, Marajó Island, Pará. *Vida Silvestre Neotropical* 2: 32-37.
- Peres, C. A. 1989b. Costs and benefits of territorial defense in wild golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia*. *Behavior Ecology and Sociobiology*. 25: 227-233.

- Peres, C. A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation*, 54:47-59.
- Peres, C. A. 1993a. Structure and spatial organization of an Amazonian terra firme forest primate community. *Journal of Tropical Ecology*, 9: 259-276.
- Peres, C. A. 1993b. Diet and feeding ecology of saddle-back and moustached tamarins in an Amazonian terra firme forest. *Journal of Zoology, Lond.* 230: 567-592.
- Peres, C. A. 1997a. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology*, 13: 381-405.
- Peres, C. A. 1997b. Effects of habitat quality and hunting pressure on arboreal folivore densities in neotropical forests: a case study of howler monkeys (*Alouatta* spp.). *Folia Primatologica*, 68: 199-222.
- Peres, CA. 1999a. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical Primates*, 7:11-16.
- Peres, C. A. 1999b. Effects of subsistence hunting and forest types on the structure of Amazonian primate communities. In: *Primate Communities*, J. G. Fleagle, C. Janson & K. Reed (eds.). Cambridge University Press, Cambridge.
- Peres, C.A. 2000a. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*, 14:240-253.
- Peres, C.A. 2000b. Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at multiple Amazonian forest sites. In: *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, J. G. Robinson & E. L. Bennett (eds.). Columbia University Press, New York.
- Peres, C. A. & Dolman, P. 2000. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and non-hunted Amazonian forests. *Oecologia*, 122:175-189
- Peres, C. A., & I. R. Lake. 2003. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon basin. *Conservation Biology*, 17:521-535.
- Peres, C.A. & H.S. Nascimento. 2006. Impact of game hunting by the Kayapó of southeastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation*, 15:2627-2653.
- Peres C.A. & E. Palacios (2007) Basin-Wide Effects of Game Harvest on Vertebrate Population Densities in Amazonian Forests: Implications for Animal-Mediated Seed Dispersal. *Biotropica*, 39: 304-315.

- Sanderson, E.W., K.H. Redford, A.Vedder, P. Coppolillo & S.E. Ward. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning*, 58: 41–56.
- Skorupa, J. P. 1987. Do line-transect surveys systematically underestimate primate densities in logged forests? *American Journal of Primatology*. 13: 1-9.
- SNUC, 2004. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000; decreto n. 4.340, de 22 de agosto de 2002. Brasília-DF, 5ª. ed. MMA/SBF.
- Southwell, C. 1996. Estimation of population size and density when counts are incomplete. In: *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*, D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran & M.S. Foster (eds.). Smithsonian Institution Press, Washington D. C.
- Struhsaker, T. T. 1981. Census methods for estimating densities. In National Research Council, *Techniques for the study of primate population ecology* (pp. 36-80). Washington: National Academy Press.
- Sutherland, W. 2006. *Ecological census techniques*. Cambridge University Press. 432p.
- Thomas, L., S. T. Buckland, E.A. Rexstad, J.L. Laake, S. Strindberg, S.L. Hedley, J.R.B. Bishop, T. A. Marques & K. P. Burnham. 2009. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5-14.
- Whitesides, G. H., Oates, J. F., Green, S. M. & Kluberanz, R. P. 1988. Estimating primate densities from transects in a west African rain forest: a comparison of techniques. *Journal of Applied Ecology*, 57:345-367.
- Wilson, C. C. & Wilson, W. L. 1975. Methods for censusing forest-dwelling primates. In: *Contemporary Primatology*, S. Kondo, M. Kawai and A. Ehara (eds.), pp. 345-350. Karger, Basel.

ANEXO 1

Formulário de campo para coleta de dados de censo em transecção linear, modificado de Cunha 2007. Este formulário foi formatado para ser impresso e encadernado em tamanho A5.

LOCAL:	_____	TRILHA:	_____	DATA:	_____		
HORA INÍCIO CENSO:	_____	HORA FINAL CENSO:	_____				
RESPONSÁVEL:	_____						
AVISTAMENTO							
PTO:	_____	HORA:	_____	ALTITUDE:	_____		
ESPÉCIE:	_____						
N. IND.OBS:	_____	N. IND ESTIM:	_____	DIÂM. GRUPO:	_____		
DIST. PERP.:	_____						
LADO :	<input type="checkbox"/> DIR	<input type="checkbox"/> ESQ	DIREÇÃO MOV:	<input type="checkbox"/> Sentido	<input type="checkbox"/> Contra Sent	<input type="checkbox"/> Parado	<input type="checkbox"/> Cruzando
CONTAGEM:	<input type="checkbox"/> Total	<input type="checkbox"/> Parcial					
DETECÇÃO:	<input type="checkbox"/> Visual	<input type="checkbox"/> Visual Indir.	<input type="checkbox"/> Som	<input type="checkbox"/> Cheiro	<input type="checkbox"/> Barulho		
ESTRATO:	<input type="checkbox"/> Chão	<input type="checkbox"/> Sub-bosque	<input type="checkbox"/> Dossel	<input type="checkbox"/> Emergente			
ALTURA:	<input type="checkbox"/> 0-5m	<input type="checkbox"/> 5-15m	<input type="checkbox"/> 16-30m	<input type="checkbox"/> >30m			
CLASSE ETARIA:	<input type="checkbox"/> Filhote	<input type="checkbox"/> Juvenil	<input type="checkbox"/> Sub-Adulto	<input type="checkbox"/> Adulto			
SEXO:	<input type="checkbox"/> Masculino	<input type="checkbox"/> Feminino	<input type="checkbox"/> Indefinido				
COMPORTAMENTO:	<input type="checkbox"/> Forrageio	<input type="checkbox"/> Deslocamento	<input type="checkbox"/> Descanso				
ALIMENTAÇÃO:	<input type="checkbox"/> Folha	<input type="checkbox"/> Flor	<input type="checkbox"/> Fruto	<input type="checkbox"/> Vert.	<input type="checkbox"/> Invert.		
Item/Sp.:	_____						
CLIMA: Céu:	<input type="checkbox"/> Limpo	<input type="checkbox"/> Parcial. Nublado	<input type="checkbox"/> Nublado				
Chuva:	<input type="checkbox"/> Sem	<input type="checkbox"/> Fraca	<input type="checkbox"/> Forte	<input type="checkbox"/> Muito Forte			
Vento:	<input type="checkbox"/> Sem	<input type="checkbox"/> Fraco	<input type="checkbox"/> Forte	<input type="checkbox"/> Muito Forte			
OBSERVACOES:							



Cooperativa



do Meio Ambiente e Defesa do Consumidor

giz **GFA**
Consulting Group

UEA
University of East Anglia



PROSSÉDU DO
Mato Ambiente

GOVERNADO DO ESTADO DO
BRASIL
MATA DO PÁRA DO NOROESTE