

Translocação de Aves e Mamíferos: Teoria e Prática no Brasil

Miguel Ângelo Marini¹ & Jader Soares Marinho Filho¹

Introdução

A translocação tem sido considerada uma importante ferramenta de manejo para a conservação de animais e plantas (Campbell, 1980; Falk, 1992). Aspectos gerais de programas de translocação já foram discutidos amplamente na literatura (Campbell, 1980; Caldecott & Kavanagh, 1983a, b; Morton, 1987; Scott & Carpenter, 1987; Conant, 1988; Griffith *et al.*, 1989; Kleiman, 1989; Chivers, 1991; Ounsted, 1991; Price, 1991; Stuart, 1991; Woodford & Kock, 1991; Cunningham, 1995; Linnell *et al.*, 1997; Fischer & Lindenmayer, 2000; Wajntal & Silveira 2000). As translocações possuem diversos objetivos conservacionistas, incluindo: restabelecer uma espécie à sua distribuição geográfica original, aumentar o núcleo reprodutivo de uma população em declínio, introduzir um controle biológico, aumentar a variabilidade genética de uma população, preencher habitats vazios, estabelecer novas populações ou salvar indivíduos de áreas a serem destruídas (Campbell, 1980; Caldecott & Kavanagh, 1983a, b; Scott & Carpenter, 1987).

Devido a uma confusão no uso de termos na literatura científica e jornalística, torna-se necessária a padronização dos mesmos. Serão adotados aqui os termos propostos pela IUCN (1995), definindo-se translocação como “a movimentação de organismos vivos, pelo homem, de uma determinada área para outra, com soltura nesta última”, a qual pode ser de três tipos: 1) introdução: soltura intencional ou acidental de um organismo em área fora da distribuição geográfica conhecida daquela espécie; 2) reintrodução: soltura intencional de um organismo em área que se encontra dentro da distribuição geográfica da espécie, mas que foi localmente extinta como resultado de atividades humanas ou catástrofes naturais; e 3) revigoramento populacional: soltura de indivíduos de uma espécie com a intenção de aumentar o número de indivíduos de uma

1. Departamento de Zoologia, IB, Universidade de Brasília, Brasília, DF, CEP 70910-900, e-mail: marini@unb.br; jmarinho@unb.br.

população em seu habitat e distribuição geográfica originais. Translocações com fins conservacionistas são em geral reintroduções e revigoramentos populacionais. Entretanto, para o leigo, introduções são consideradas uma atitude positiva, como a soltura realizada por Guild (1938) na década de 1930 de cerca de 5.000 aves de 44 espécies exóticas no Taiti, incluindo algumas aves brasileiras (a pipira-preta *Tachyphonus rufus*, a pipira-vermelha *Ramphocelus carbo* e o tié-sangue *Ramphocelus bresilius*). O experimento de Guild contou com o apoio de órgãos governamentais e baseou-se nos fatos de que, na ilha, havia poucas aves e as condições climáticas eram boas e a comida diversa e abundante. Entretanto, as solturas de organismos fora das suas distribuições geográficas originais são, em geral, sem fins conservacionistas ou com alto risco de provocar impactos ambientais, pois várias espécies podem se transformar em pragas ou predar, competir ou transmitir doenças exóticas para espécies nativas (Savidge, 1987; Cunningham, 1995; Prenter *et al.*, 2004; mas veja Ewel *et al.*, 1999; Gurevitch & Padilla, 2004).

No Brasil, assim como em outras regiões do mundo, diversos projetos, planos de manejo e programas de conservação de espécies enfatizam a necessidade ou a possibilidade de executar translocações das espécies em questão. Uma busca na Internet através do Google (www.google.com.br) em junho de 2004 revelou milhares de entradas para as palavras “translocação” e “reintrodução”. Pôde-se verificar que vários órgãos ou instituições brasileiras possuem centros de triagem de animais silvestres e realizam “solturas”. Estas solturas, bem intencionadas e, em geral, com fins de reintrodução ou revigoramento populacional, são freqüentemente realizadas no Brasil pelas polícias florestais, IBAMA, ONGs ou indivíduos, mas, geralmente, não possuem planejamento e acompanhamento adequado e podem estar causando sérios impactos ambientais totalmente desconhecidos. Os principais argumentos para estas solturas são a inexistência de condições de criar ou manter os animais em cativeiro (em geral, o poder público) ou o direito que os animais possuem de viver na natureza. Por exemplo, Augusto Ruschi tentou povoar vários lugares do Brasil com beija-flores, como o Jardim Botânico do Rio de Janeiro em 1956, onde foram soltos 450 indivíduos que aparentemente não estabeleceram populações (Sick, 1997, p. 450-451).

Apesar da recente e ampla difusão da importância de translocações de animais no Brasil, poucos estudos bem planejados foram conduzidos até o momento, incluindo o bem-sucedido projeto do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) (Kleiman *et al.*, 1986; Beck *et al.*, 1991; Kleiman *et al.*, 1991; Kierulff *et al.*, 2002), e o projeto da ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*) (Bampi & Da-Ré, 1994; Da-Ré, 1996; Juniper, 2002) que não obteve sucesso. Entretanto, sabe-se que muitos programas de translocação no Brasil, assim como no exterior, não foram divulgados no formato de publicações científicas impedindo ou dificultando uma análise criteriosa e a discussão dos resultados.

Sick (1997), por exemplo, relata brevemente a ocorrência de diversas translocações de aves no Brasil, incluindo: possivelmente a perdiz (*Rhynchotus rufescens*) na Ilha de Marajó (PA), beija-flores em várias partes do Brasil, o bicudo (*Oryzoborus angolensis*) em Minas Gerais, o canário-da-terra-verdadeiro (*Sicalis flaveola*) na Ilha Trindade, e o galo-da-campina (*Paroaria dominicana*) na Ilha das Enxadas (RJ). No presente estudo são apresentados e discutidos conceitos básicos sobre translocação, além de serem brevemente descritas e comentadas translocações de aves e mamíferos no Brasil que resultaram em algum tipo de publicação.

Origem de animais para translocação

Hoje, no Brasil, existem quatro grandes fontes de animais silvestres passíveis de translocação: animais ilegais apreendidos pelos órgãos públicos de fiscalização, resgates durante a construção de hidrelétricas e outros empreendimentos, animais reproduzidos em cativeiro e animais silvestres que penetram em áreas urbanas ou na sua periferia e que são capturados pelos órgãos públicos de fiscalização. Os animais de cada uma destas fontes possuem características muito diferentes que podem afetar o melhor destino a ser dado aos mesmos.

A apreensão de animais deve-se principalmente à existência de um comércio ilegal de animais silvestres em nível global (www.cites.org; www.traffic.org; www.renctas.org; Renctas, 2001; artigos em Nassar-Montoya & Crane, 2001; Wright *et al.*, 2001). Estima-se que são traficados cerca de 12 milhões de indivíduos por ano no Brasil (Lacava, 2000). Animais apreendidos pelo poder público competente (por exemplo, IBAMA, polícias florestais) possuem, em geral, origem geográfica desconhecida, estado de saúde crítico, alto nível de estresse e problemas legais. **Por serem apreendidos, em geral, em grandes quantidades e dependerem de um grande centro de triagem e de atitudes rápidas e ágeis por parte dos órgãos competentes.** Algumas translocações utilizaram animais provenientes de apreensões, como: aves e mamíferos introduzidos no Parque Nacional da Tijuca (RJ) (Coimbra-Filho & Aldrigui, 1971; Coimbra-Filho & Aldrigui, 1972; Coimbra-Filho *et al.*, 1973), o canário-da-terra (*Sicalis flaveola*), o trinca-ferro (*Saltator similis*) e outros Passeriformes (Borges, 2003) e o pássaro-preto (*Gnorimopsar chopi*) (Anônimo, 2004).

A realização de resgates durante o enchimento dos lagos de hidrelétricas no Brasil iniciou-se em 1984 com a Operação da Hidrelétrica de Tucuruí (PA). Neste empreendimento, foram resgatados 284. 211 animais que foram soltos nas margens do lago (Mascarenhas & Puerto, 1988), desconsiderando potenciais problemas de superpopulação ou outros impactos. Por exemplo, foram resgatadas 28. 771 preguiças (*Bradypus variegatus*) e 19. 496 guaribas (*Alouatta belzebul*). Deste então, diversas operações de resgate de animais foram realizadas. Estes animais possuem origem geográfica conhecida, pouco tempo de captura e, em

geral, bom estado de saúde e níveis variáveis de estresse. São capturados em grandes quantidades, mas durante um curto intervalo de tempo predeterminado. Apesar de o destino destes animais ser a soltura nos arredores dos lagos, pouco planejamento existe em relação à escolha dos locais de soltura e praticamente nenhum controle das densidades populacionais nas áreas de soltura. Várias aves e mamíferos foram resgatados de fragmentos de florestas ou de áreas sendo desmatadas no Rio de Janeiro para translocação para o Parque Nacional da Tijuca (RJ) (Coimbra-Filho & Aldrigui, 1971; Coimbra-Filho & Aldrigui, 1972; Coimbra-Filho *et al.*, 1973). Várias solturas de mamíferos no Brasil utilizaram animais provenientes de operações de resgate, como o sauá, *Callicebus personatus* (Neri, 1997), o cervo-do-pantanal, *Blastocerus dichotomus* (Mourão *et al.*, 1997; Figueira, 2002; Duarte & Torres, 2003; Piovezan, 2004), o ouriço-cacheiro, *Coendou prehensilis* (Santos Júnior, 1998), o gato-do-mato-pequeno, *Leopardus tigrinus*, o jaguarundi, *Herpailurus yaguarondi* (Rodrigues & Marinho-Filho, 1999), e o tamanduá-mirim, *Tamandua tetradactyla* (Rodrigues *et al.*, 2001).

Criadouros conservacionistas reproduzem em cativeiro diversas espécies de animais silvestres (Waugh, 1997; Beck *et al.*, 1991; Azeredo, 1996; Duarte & Garcia, 1997; Wildt & Wemmer, 1999), que podem constituir um plantel para programas de translocação. Diversos problemas são enfrentados por programas de reprodução em cativeiro, incluindo o estabelecimento de populações auto-sustentáveis em cativeiro, o baixo sucesso das reintroduções, os altos custos, a domesticação, a exclusão de outras técnicas de recuperação, a emergência de enfermidades e a manutenção da continuidade administrativa (Snyder *et al.*, 1996; mas veja Gippoliti & Carpaneto, 1997). Estes animais possuem, em geral, origem de cativeiro, bom estado de saúde e baixo nível de estresse, mas desconhecimento do habitat natural e de comportamentos necessários à sua sobrevivência na natureza e pouca aversão ao homem. Várias solturas no Brasil utilizaram aves de maior porte provenientes de criadouros, como o mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*) (Scheres, 1994; Azeredo, 1996), o uru (*Odontophorus capueira*), o macuco (*Tinamus solitarius*), o inhambu-guaçu (*Crypturellus obsoletus*), o inhambu-chintã (*C. tataupa*), o inhambu-chororó (*C. parvirostris*), o jacaguaçu (*Penelope obscura*), a jacupemba (*P. superciliaris*) (Santiago, 1996) e a ema (*Rhea americana*) (Guimarães Filho & Fagioli, 1997; Brandt & Schulz Neto, 1999).

Animais silvestres que penetram em áreas urbanas ou na sua periferia e que são capturados pelos órgãos públicos de fiscalização são, geralmente, oriundos de locais relativamente próximos aos locais onde foram encontrados. Podem ser encaminhados a um centro de triagem nas poucas cidades onde estes existem, mas são mais comumente encaminhados a Zoológicos ou eventualmente liberados nas áreas de onde se supõe que eles tenham vindo. Nesta circunstância, a quase totalidade das translocações é feita sem planejamento, os animais não

são marcados e não têm acompanhamento posterior que permita avaliação da eficiência do processo.

Potencial de sucesso das translocações

Translocações bem planejadas e conduzidas podem ser a melhor opção de destino para os animais. Entretanto, o aprendizado com programas anteriores permite que saibamos antecipadamente quais os principais problemas e limitações destes programas e quais variáveis aumentam o sucesso dos mesmos. Em uma revisão, Campbell (1980) relacionou diversos problemas associados com reintroduções, que envolvem: 1) o abandono dos locais de soltura pelos indivíduos translocados, que podem se deslocar para áreas não protegidas; 2) a transmissão de doenças para os indivíduos da mesma ou de outras populações; 3) a necessidade de estudos de acompanhamento dos animais soltos, com o objetivo de verificar a eficiência das translocações; 4) os programas devem adotar a abordagem holística (multidisciplinar), estudando características relacionadas com a sobrevivência da espécie na natureza (comportamento reprodutivo e alimentar, dieta, etc.); 5) leis e burocracia em geral complicam programas de reintrodução, pois muitas vezes um animal deve ser translocado imediatamente após a apreensão; 6) relações públicas com populações humanas (aspectos sociais e políticos), como pessoas vivendo nos locais de soltura, são importantes; 7) a população translocada pode sofrer degradação genética através de cruzamentos (hibridação) com espécies nativas; 8) seleção artificial dos reprodutores em cativeiro deve ser evitada, pois as características selecionadas pelo homem podem não ser as necessárias para sobreviver na natureza; 9) deve-se promover o cruzamento com indivíduos não aparentados em cativeiro para evitar a endogamia; 10) animais criados por várias gerações em cativeiro possuem menos chance de sobreviver após reintroduzidos do que animais capturados na natureza e translocados; 11) os animais, em geral, adaptam-se mais às condições alteradas da natureza do que é previsto. A não existência de habitats de igual qualidade não deve impedir os projetos de translocação, pois os membros de algumas espécies podem se adaptar bem a ambientes alterados.

Uma revisão do sucesso de programas de translocações de espécies de aves e mamíferos com algum grau de ameaça revelou que apenas 46% (n = 80) foram bem-sucedidos (Griffith *et al.*, 1989). O sucesso esteve relacionado com a qualidade do habitat, a localização da área de soltura em relação à distribuição geográfica da espécie, a duração do programa, características reprodutivas das espécies, a dieta e o fato de os animais serem selvagens ou criados em cativeiro. Outra revisão (Kleiman, 1989) revelou que menos de 50% de mil programas de reintrodução de aves falharam. Fatores determinantes do sucesso foram habitat apropriado, eliminação dos fatores que causam o declínio da espécie, estudos de

viabilidade e escolha do local de soltura. Também foram considerados essenciais um longo acompanhamento e proteção e restauração do habitat.

Estas revisões revelam que, apesar de a translocação de organismos ser potencialmente viável, o sucesso de um programa depende de um bom planejamento, que leva em consideração diversas variáveis do organismo e do ambiente de soltura, a disponibilidade de recursos humanos e verbas e estudos de acompanhamento. Além destas variáveis, análises apropriadas também são cruciais para um melhor entendimento dos resultados (Cassey *et al.*, 2004). Em resumo, realizar um bom programa de translocação é uma tarefa complexa e cuidadosa.

Opções de destino dos animais

A premissa de que todos os animais que estão em cativeiro ou que são retirados da natureza devem retornar para ambientes naturais é errada e perigosa. As opções de destino de cada indivíduo devem ser analisadas cuidadosa e criteriosamente (Caldecott & Kavanagh, 1983b; Stuart, 1991), levando-se em conta primeiramente os benefícios para a conservação da espécie e, em seguida, os fatores positivos e negativos de cada opção. Animais confiscados podem ter três principais tipos de destino (IUCN, 2000): 1) retorno para a natureza, 2) manutenção em cativeiro e 3) eutanásia.

1) *Retornar os animais confiscados para a natureza*: É o destino mais desejado, pois devolve os animais para o local de onde eles não deveriam ter saído, pode restabelecer ou revigorar populações depauperadas e transmite uma sensação “ecologicamente correta” para as pessoas. Entretanto, retornar os animais para a natureza só deve ser realizado caso certos critérios sejam atingidos (veja a seguir) e, embora o retorno para a natureza seja desejável, esta opção possui diversos problemas, como: a mortalidade de animais soltos a partir de cativeiro pode ser muito alta; animais soltos fora da sua área de ocorrência natural podem se transformar em espécies praga, invasoras ou hibridizar com espécies próximas; os animais podem ter sido expostos a doenças e parasitas; a real origem dos animais confiscados pode ser duvidosa, mesmo quando o local de origem é conhecido, pois este local já pode ter sido ocupado por outros indivíduos; e programas de reintrodução de qualidade são caros e de longa duração (Campbell, 1980; Caldecott & Kavanagh, 1983b; IUCN, 2000). Certos animais, como grandes carnívoros, geram conflitos conservacionistas, fazendo com que parte da população humana prefira mantê-los em cativeiro ou simplesmente eliminá-los (Linnell *et al.*, 1997). É preciso também encarar uma dura realidade: a atividade humana altera e reduz o tamanho e a qualidade dos habitats naturais, reduzindo a sua capacidade de prover recursos a uma população numerosa de animais que, neste caso, tendem a dispersar em busca de situações mais favorá-

veis, ficando expostos a riscos, como atropelamentos em estradas, visualização em ambientes mais abertos e ocupados por gente em áreas rurais e na periferia urbana. Estes excedentes populacionais podem representar problemas se não existirem áreas adequadas e significativamente grandes para sua translocação.

2) *Manter os animais confiscados em cativeiro*: Esta é em geral a segunda alternativa de destino mais desejada, em geral quando o retorno para a natureza não é possível. Vantagens de manter animais em cativeiro incluem: 1) eles podem ser usados na educação de pessoas, 2) eles podem se transformar em reprodutores, 3) quando o local de origem é conhecido, estes animais podem se transformar no núcleo de uma população que será reintroduzida e 4) eles podem ser úteis em pesquisa, treinamento e ensino (IUCN, 2000).

Entretanto, esta opção também possui diversos problemas, como: 1) os animais podem transmitir doenças para outras espécies, 2) os animais necessitam de dietas e cuidados específicos, 3) encontrar uma “casa” para os animais pode ser demorado e caro, 4) a transferência da propriedade dos animais pelas autoridades governamentais pode gerar problemas legais e éticos (IUCN, 2000). Atualmente no Brasil, assim como em outros países latino-americanos (referências em Nassar-Montoya & Crane, 2001), os maiores problemas práticos para a manutenção de animais em cativeiro são a carência de centros de triagem, de pessoal treinado e de recursos financeiros.

3) *Submeter os animais à eutanásia*: Esta é a opção mais polêmica, pois implica a perda dos animais. A eutanásia tem a vantagem de eliminar os riscos genéticos, ecológicos e de transmissão de doenças para animais selvagens ou em cativeiro a um custo muito baixo (IUCN, 2000). Animais podem ser submetidos à eutanásia para servirem como material para pesquisa, treinamento e ensino. O conhecimento sobre a biologia, fisiologia, anatomia e morfologia das espécies silvestres em geral é muito limitado (Prum, 1993). A maioria das espécies de vertebrados brasileiros é sub-representada nas coleções científicas brasileiras e há ainda muitas espécies por descrever (Vivo, 1999). Além disso, muitas escolas, universidades e museus poderiam aproveitar animais cujo melhor destino é a eutanásia para a preparação de peças anatômicas ou de exposição.

Entretanto, entender a necessidade do sacrifício de animais pode ser difícil e complicada para muitas pessoas, incluindo profissionais envolvidos no processo de fiscalização, apreensão e triagem. Por exemplo, por que sacrificar um animal após um grande esforço e gasto de tempo e verbas para fazer uma apreensão de um animal ilegal? No caso de resgates de fauna de hidrelétricas, por que sacrificar um animal após um enorme esforço e gasto de tempo e verbas para salvá-lo do alagamento? As respostas para dúvidas e conflitos como estes estão nos fatos de que nem todo animal apreendido ou resgatado está em condições de retornar à natureza e de que nem todo ambiente natural pode receber novos animais ou

qualquer espécie de animal. Quando necessário, o sacrifício de alguns indivíduos problemáticos será uma atitude conservacionista mais correta e trará mais benefícios do que a sua soltura ou manutenção em cativeiro.

Requisitos antes de retornar um animal para a natureza

Antes da decisão de retornar um animal para a natureza deve-se tomar precauções e seguir vários critérios. Os detalhes e metodologias para a aplicação destes critérios variam entre grupos taxonômicos ou espécies, alguns podem ser simples, enquanto outros podem depender de estudos prévios. De modo geral, deve-se: identificar a espécie e conhecer a origem geográfica de cada indivíduo, avaliar o estado de saúde de cada indivíduo, escolher um habitat apropriado, avaliar a capacidade suporte do ambiente, avaliar características comportamentais da espécie e evitar introduções.

1) *identificar a espécie e conhecer a origem geográfica de cada indivíduo*: A identificação correta associada ao conhecimento da origem geográfica de cada indivíduo é o primeiro importante passo no tratamento de indivíduos com potencial para translocação. A soltura de um indivíduo com identificação errada pode provocar a introdução de uma espécie exótica. Cabe enfatizar que neste caso o importante é o conceito biológico de espécie exótica (original de outra região) e não o conceito político (original de outro país), do qual as leis ambientais brasileiras tratam. Assim, por exemplo, a soltura há muitas décadas do sagüi (*Callithrix jacchus*) nativo da Mata Atlântica do nordeste do Brasil no Parque Nacional da Tijuca (RJ) (Coimbra-Filho *et al.*, 1973) é uma introdução de espécie exótica à Mata Atlântica do sudeste brasileiro (conceito biológico), mas de uma espécie nativa do Brasil (conceito político).

A identificação de cada indivíduo, quando possível em nível de raça (subespécie), associada ao conhecimento da origem geográfica, permite saber em que regiões este indivíduo pode ser solto sem provocar degradação genética das populações nativas. Por exemplo, o canário-da-terra (*Sicalis flaveola*), uma espécie muito comercializada pelo tráfico ilegal, possui duas subespécies no Brasil, *S. f. brasiliensis* ocorrendo do Maranhão sul até São Paulo e *S. f. pelzelni* ocorrendo do Mato Grosso ao Rio Grande do Sul, além de Bolívia, Paraguai, Argentina e Uruguai (Silveira e Méndez, 1999). A soltura de um indivíduo da raça do norte no sul do país, ou vice-versa, não é recomendada.

2) *Avaliar o estado de saúde de cada indivíduo*: Sabe-se há muito tempo que doenças podem causar sérios efeitos em populações de animais silvestres (Cunningham, 1995; Daszak *et al.*, 2000; Catão-Dias, 2003; revisão em Aguirre *et al.*, 2002). Doenças podem causar mortalidade de animais na natureza, tornando-se um fator de grande preocupação quando se trata de espécies

ameaçadas. Doenças podem afetar de diversas maneiras a conservação de espécies, como, por exemplo, uma doença pode ser a única e grande ameaça a uma espécie ameaçada de extinção; doenças podem ser transmitidas de uma espécie para outra; doenças que não afetam uma espécie podem aniquilar outras espécies; espécies mantidas em grandes números em cativeiro podem aumentar a disseminação de doenças; doenças transmitidas para novas partes do mundo podem ter grandes efeitos adversos em espécies endêmicas; o homem pode transmitir doenças para animais em cativeiro; uma vez que indivíduos estejam infectados com doenças, torna-se impossível devolvê-los para a natureza antes de tratamentos adequados.

Diversos tipos de patógenos (organismos capazes de causar doenças) podem afetar vertebrados, incluindo bactérias (por exemplo, *Salmonella*, *Brucella*, *Pasteurella*, *Chlamydia*), vírus (por exemplo, poxvirus, influenza de aves, febre aftosa, tifo bovino), protozoários (por exemplo, *Plasmodium*, *Trichomonas*, *Histomonas*, *Cryptosporidium*), parasitas metazoários (por exemplo, pulgas, ácaros, carrapatos, parasitas intestinais) e fungos. Entretanto, relativamente poucos estudos sobre doenças e parasitas de espécies silvestres têm sido realizados no Brasil, como Arantes & Nascimento (1997), Serra-Freire (1997), Oliveira Júnior *et al.* (2001), Pereira *et al.* (2001) e Szabó *et al.* (2003). Considerando a grande quantidade de patógenos e a relativa escassez de estudos no Brasil, mais estudos sobre doenças de animais silvestres e a divulgação e utilização de protocolos médico-veterinários tornam-se prioritários para estruturar melhor os programas de translocação.

A introdução de patógenos pode ser minimizada tomando-se precauções, por exemplo, como evitar o transporte de animais, a não ser que seja realmente importante para aumentar o tamanho populacional de uma espécie ou para que os indivíduos sirvam como procriadores; examinar detalhadamente animais e seus produtos (por exemplo, tecidos, ovos) sendo transportados; desinfetar os recintos antes e após o transporte; e manter os animais em quarentena (isolados), sendo examinados durante este período. Animais em cativeiro podem estar expostos ou disseminar diversas doenças, como foi verificado por Filiú *et al.* (2002), que revelaram a ocorrência da levedura *Cryptococcus neoformans*, causadora de criptococose em humanos e animais, em espécies de aves nativas e exóticas mantidas em cativeiro em Campo Grande (MS).

Os indivíduos a serem translocados devem estar em bom estado de saúde e livres de doenças contagiosas que possam afetar outros indivíduos. Protocolos específicos para cada espécie ou grupo de espécies aparentadas devem ser desenvolvidos por especialistas, como sugerido por Woodford & Kock (1991). Outro aspecto que pode auxiliar na detecção de doenças e que deve ser considerado antes da translocação é a análise do comportamento de cada indivíduo. Por exemplo, indivíduos muito doentes e debilitados, em geral,

diminuem sua atividade ou permanecem quietos e são suspeitos de portar patógenos.

3) *Avaliar características comportamentais da espécie*: Pelo menos dois aspectos comportamentais devem ser considerados antes de realizar uma translocação. Primeiro, o estado de mansidão de cada indivíduo deve ser avaliado, especialmente em relação ao homem. Indivíduos muito amigáveis com os tratadores indicam que os mesmos estão muito acostumados com o homem e que não devem ser translocados ou que necessitam ser submetidos a treinamentos especiais antes da soltura, pois podem ser caçados ou capturados facilmente.

Esta mansidão dos animais silvestres translocados também pode ocorrer em relação a animais domésticos, como cachorros e gatos, o que pode ser extremamente prejudicial após a soltura, pois os torna mais vulneráveis a estes predadores que estão se tornando cada vez mais comuns na natureza. Em dois estudos com emas (*Rhea americana*) reintroduzidas, foi verificado que vários indivíduos morreram após ataques por cachorros domésticos (Guimarães Filho & Fagioli, 1997; Brandt & Schulz Neto, 1999). O potencial de treinamento antipredação de emas foi avaliado por Azevedo (2004) com indivíduos de cativeiro da Fundação Zoo-Botânica de Belo Horizonte, MG. Utilizando experimentos de condicionamento, as emas alteraram seus comportamentos em relação ao cachorro doméstico e à onça-pintada, demonstrando que é possível melhorar a capacidade de sobrevivência de animais antes da soltura.

Outro aspecto comportamental a ser avaliado é o tipo de organização social da espécie. Espécies que vivem em pares ou grupos, como psitacídeos, ou em grupos sociais, como os primatas, devem ser mantidos com seus parceiros ou grupos tanto durante o período que estiverem em cativeiro como durante a soltura. A manutenção de grupos sociais pode diminuir o estresse e facilitar a adaptação ao local de soltura (Chivers, 1991). Algumas espécies sociais, como barbados (*Alouatta* sp.), devem sofrer soltura branda, pois seus grupos se desfazem ao serem soltos abruptamente (O. Marini Filho, com. pessoal). Neri (1997) observou a separação de dois indivíduos de saúá (*Callicebus personatus*) soltos simultaneamente, mas de modo abrupto. Atenção especial deve ser dada às fêmeas de mamíferos com filhotes. O estresse da manipulação impõe sérios riscos de rejeição em todas as etapas do processo, desde a captura até a devolução dos animais à natureza.

4) *Escolher um habitat apropriado*: A qualidade do habitat de soltura é um dos grandes indicadores do sucesso de uma translocação (Griffith *et al.*, 1989). Algumas espécies vivem em habitats muito específicos e não sobreviverão em qualquer local de soltura. Descrições de habitats, como “florestas” ou “campos” podem ser muito vagas para algumas espécies, mas, através da literatura científica ou consulta a especialistas, pode-se saber os habitats preferidos de

muitas espécies. Por exemplo, o roedor *Oligoryzomys* c. f. *nigripes* vive apenas na região da borda de matas de galeria no Brasil Central. Nunca é encontrado no interior da mata e raramente é encontrado nas formações campestres adjacentes (Gastal, 1997; Gastal & Marinho Filho, submetido).

5) *Avaliar a capacidade suporte do ambiente*: Além da definição do tipo de habitat apropriado, deve-se avaliar se a área de soltura ainda suporta mais indivíduos da espécie em questão. Muitos ambientes na natureza podem estar saturados, isto é, com densidade de indivíduos de uma espécie em torno da capacidade suporte do ambiente, o que já tem sido alertado (Gribel *et al.*, 1987; Alho, 1988; Henriques, 1988). A maioria dos vertebrados são estrategistas K, isto é, possuem populações relativamente estáveis na natureza, cujos tamanhos variam em torno desta capacidade suporte (Pianka, 1982). As flutuações naturais do tamanho populacional são dependentes da densidade (número de indivíduos/área), isto é, a população aumenta de tamanho quando está abaixo da capacidade suporte e diminui quando está acima. Os principais fatores naturais que afetam o tamanho populacional são predação, competição, doenças e disponibilidade de recursos, como alimento, abrigo e sítios de nidificação.

Deste modo, se os habitats estão saturados e as populações estão em equilíbrio na natureza, espera-se que poucos indivíduos possam ser translocados para uma área sem causar desequilíbrio nos tamanhos populacionais. Por exemplo, quando uma área é alagada durante a construção de uma hidrelétrica, espera-se que o entorno da mesma fique com excesso de animais, isto é, acima da capacidade suporte de cada população. Isto provocará a morte do excesso de animais ou a dispersão (fuga) para outras áreas que podem estar muito distantes. Tomas *et al.* (1997) relataram que uma população de 85 indivíduos do cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) introduzida na região da U. H. E. de Ilha Solteira rapidamente declinou para 25 indivíduos, supostamente a capacidade suporte da região. Em outro estudo durante o enchimento do lago da hidrelétrica de Samuel, RO, Lemos (1995) demonstrou que a biomassa de primatas antes do enchimento em 1988 era de 154 kg/km² e que em 1989, imediatamente após o enchimento, era de 165 kg/km². Em 1990, a biomassa aumentou 55%, subindo para 255 kg/km², mas caiu novamente em 1991 para um valor semelhante ao de antes do enchimento (153 kg/km²). Isto revela que a capacidade suporte de primatas da floresta estudada era de aproximadamente 154 kg/km² e que a entrada/soltura de novos animais na área não aumentou a biomassa total da comunidade estabilizada. A maioria dos primatas sobreviveu ao alagamento, mas não à perda de habitat. Padrão semelhante foi encontrado para pacas (*Dasyprocta*) e veados (*Mazama*). Para as aves, Lemos (1995) verificou que a comunidade de aves da borda do lago foi diferente da comunidade ribeirinha, demonstrando que o novo habitat criado não substituiu o que desapareceu.

Outros estudos, no Aproveitamento Hidrelétrico de Serra da Mesa, em Goiás, na região dos cerrados do Brasil central (Marinho-Filho *et al.*, 2000; Brandão, 2002; Hass, 2002), verificaram que os maiores impactos ocorreram sobre as formações ribeirinhas, como as florestas de galeria e veredas. Estes habitats são os primeiros a serem afetados, desaparecendo em toda a área efetivamente alagada. A borda do lago formado não tem florestas e a fauna associada a este tipo de habitat tem baixa probabilidade de estabelecimento nas áreas abertas restantes. Outro estudo acompanhou cinco onças-pintadas (*Panthera onça*) e duas suçuaranas (*Puma concolor*) após o enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica Sérgio Motta, SP, e registrou que os indivíduos morreram ou desapareceram da área de monitoramento (Sana *et al.*, 2001).

O mesmo problema de excesso de indivíduos em uma área após um impacto ambiental ocorreu com aves em fragmentos florestais da Amazônia brasileira (Bierregaard & Lovejoy, 1989). As taxas de captura e a quantidade de vocalizações de aves aumentaram muito nos dias logo após a criação de fragmentos, mas decresceram para níveis semelhantes ou abaixo dos anteriores ao desmatamento seis meses após. Este estudo revelou que fragmentos florestais não puderam absorver a fauna que dispersou das áreas desmatadas e que a área já estava próxima da capacidade suporte.

Um terceiro exemplo, a translocação de 231 passeriformes para o campus da Universidade Federal de Juiz de Fora e para uma floresta secundária em Juiz de Fora, MG (Borges, 2003), também demonstra que os indivíduos translocados excederam em muito a capacidade suporte do ambiente. O efeito da translocação foi negativo, causando redução no número de espécies e de tamanhos populacionais nas áreas de soltura após a translocação. Este estudo e os descritos anteriormente ajudam a desmentir o mito de que devolver animais silvestres à natureza seja por si só benéfico para estes e outras. De fato, a fragmentação e a baixa qualidade dos habitats remanescentes em extensas regiões do País, desde já evidenciam que muitos animais provindos da natureza e que chegam aos centros de triagem, polícia florestal e zoológicos, são excedentes populacionais forçados a ocupar porções de habitat inadequadas em áreas urbanas e peri-urbanas.

6) *Eliminar os fatores negativos do local de soltura*: Devido a diversas pressões antropogênicas, como caça e perseguição pelo homem, predação por animais domésticos asselvajados e poluição, muitas populações de animais silvestres podem estar abaixo da capacidade suporte natural do ambiente. A eliminação destes fatores pode aumentar a capacidade suporte de um ambiente e deve ser realizada antes das translocações, a fim de aumentar o sucesso das mesmas. Por exemplo, programas de educação ambiental em torno de áreas de soltura podem conscientizar a população local, como realizado nos projetos de reintrodução da ararinha-azul e mico-leão-dourado (Kleiman *et al.*, 1986; Anônimo, 1998; Associação Mico-leão-dourado, 2004), diminuindo a perseguição e a caça.

Sem a eliminação ou redução dos fatores que podem diminuir ou limitar artificialmente os tamanhos populacionais nas áreas de soltura, a viabilidade do programa fica comprometida. Diversas metodologias de manejo de aves, como redução da limitação de locais de nidificação, diminuição da competição, predação ou parasitismo, suplementação alimentar e manipulação de atividades reprodutivas, são discutidas por Cade & Temple (1994).

7) *Evitar introduções*: As introduções (isto é, soltura de espécies fora da sua distribuição geográfica original) devem ser evitadas pois podem causar diversos impactos ambientais, embora possam existir benefícios em casos muito específicos (Ewel *et al.*, 1999). Introduções de mamíferos, especialmente em ilhas, em geral causam declínio de outras populações, seja pela predação que eles realizam sobre espécies da fauna nativa, seja pela introdução de patógenos. A predação por cães e gatos ferais tem sido considerada a principal causa de redução das populações de iguanas marinhas (*Amblyrhynchus cristatus*) de Galápagos (Kruuk & Snell, 1981; Barnett & Rudd, 1983). Cães também são os principais predadores de iguanas (*Cyclura carinata*) nas Ilhas Caicos (Inverson, 1978). Para uma revisão recente dos danos causados por cães a populações naturais de presas e mesmo a outras populações de predadores, veja Lacerda (2002). Gatos asselvajados causam grandes prejuízos a populações de aves marinhas em ilhas (Ashmole *et al.*, 1994). Para uma bibliografia recente sobre gatos asselvajados visite www.tufts.edu/vet/cfa/feralbib.html e veja Patronek (1998) e o site www.abcbirds.org/cats para uma revisão sobre impactos de gatos asselvajados sobre a fauna silvestre.

Em relação às doenças, cães domésticos podem transmitir cinomose e parvovirose, letais a carnívoros silvestres (Thorne & Williams, 1988; Artois, 1997; Butler *et al.*, 2004). A população do furão-de-pés-negros (*Mustela nigripes*) foi quase extinta devido a a cinomose canina (Thorne & Williams, 1988) e no Parque Nacional do Serengeti, Tanzânia, cerca de 25% dos leões (*Panthera leo*) foram mortos pela mesma doença, contraída a partir dos cães que vivem ao redor da reserva (Morell, 1994). No Brasil, há registros clínicos de lobos-guarás (*Chrysocyon brachyurus*) em cativeiro mortos por parvovirose canina (Fletcher *et al.*, 1979; Mann *et al.*, 1980).

São poucos os casos de impactos negativos da introdução de aves (Long, 1981), porém, espécies exóticas, como a garça-vaqueira (*Bubulcus ibis*), o pombo-doméstico (*Columba livia*) e o pardal (*Passer domesticus*), se estabeleceram e estão se expandindo pelo Brasil (Long, 1981; Sick, 1997). Algumas espécies exóticas são portadores de doenças (por exemplo, *Columba livia* com malária/*Haemoproteus*, Resende *et al.*, 2001) que podem ser transmitidas para aves nativas através dos vetores (Prenter *et al.*, 2004). Introduções documentadas de serpentes são raras, mas Savidge (1987) estudou o impacto da cobra-marrom-aborícola (*Boiga irregularis*) na Ilha de Guam no Pacífico, que provocou a extinção de várias

espécies de aves e mamíferos endêmicos da ilha. Teiús soltos em Fernando de Noronha para controlar as populações de ratos exóticos estabeleceram-se no arquipélago e passaram a predação espécies nativas.

Procedimentos metodológicos para a translocação

Os procedimentos para a translocação dependem do tipo de organismo em questão, mas em geral devem seguir alguns passos. Uma vez decidido que um animal será translocado, aspectos importantes a serem planejados em um programa incluem o transporte, a escolha do local de soltura, a soltura, o monitoramento após a soltura e a publicação dos resultados obtidos (Chivers, 1991).

1) *Transporte*: Animais devem ser transportados em recintos apropriados para suas características e que reduzam ao máximo o estresse. Agentes estressantes, como temperatura, luminosidade, umidade e ruídos inadequados podem provocar a morte de muitos indivíduos durante o transporte. Para muitas espécies, recintos individuais são necessários, evitando assim contatos sociais agressivos e a possível transmissão de doenças entre os indivíduos.

2) *Escolha dos locais de soltura*: Além de escolher um habitat apropriado e avaliar a capacidade suporte do ambiente, dois outros aspectos também devem ser levados em consideração. A eliminação ou diminuição dos fatores impactantes sobre a espécie (por exemplo, caça, destruição de habitat, poluição) aumentará as chances de os indivíduos soltos se estabelecerem na área. Programas de educação ambiental com a população local podem ajudar a diminuir pressões de caça e perseguição. A realização de solturas em áreas protegidas aumenta as chances de a espécie persistir na área a longo prazo. Entretanto, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) proíbe a soltura de animais em unidades de conservação federais, estaduais e municipais, assim como em reservas particulares do patrimônio nacional (RRPNs) (Lei nº 9985/00). Um local ideal para a soltura será aquele com vegetação semelhante ao do local de ocorrência da espécie, ausência de conspécíficos, ausência dos fatores impactantes sobre a espécie e localização dentro de unidade de conservação. Esta lei deveria ser revisada e permitir a realização de programas criteriosos de reintrodução ou revigoramento populacional em UCs, no mínimo para espécies ameaçadas de extinção.

3) *Soltura*: As solturas podem ser do tipo “hard” (animais soltos imediatamente ao chegar no local de soltura) e “soft” (animais soltos após um período de ambientação ao local de soltura) (definição segundo Scott & Carpenter, 1987). Os termos “hard” e “soft”, utilizados na literatura internacional, serão traduzidos aqui como abrupta (sem ambientação) e branda (com ambientação), respectivamente.

Solturas abruptas não permitem que o animal se acostume com o ambiente, nem fornecem alimento ou abrigo temporariamente. Neste caso, os recintos de transporte são abertos logo após a chegada no local de soltura. Erradamente, muitas vezes são soltos simultaneamente vários indivíduos de uma mesma espécie ou várias espécies abruptamente em um mesmo local. A soltura abrupta pode ser mais recomendada para indivíduos recém-saídos da natureza (isto é, provenientes de resgates de hidrelétricas), pois possuem capacidade de sobrevivência na natureza e não estão acostumados a ficar em cativeiro. Várias translocações de mamíferos no Brasil utilizaram soltura abrupta e obtiveram sucesso (Tabela 1).

As solturas brandas permitem que o animal se acostume com o ambiente de soltura, podem manter na área de soltura algum tipo de recinto (por exemplo, gaiola ou ninho) por períodos variados e podem fornecer alimento aos animais durante algum período após a soltura. O tempo de permanência do animal dentro de um recinto no local de soltura pode variar de inexistente até meses. A permanência do recinto de transporte ou de um recinto fixo no local de soltura também pode variar de dias a meses. Por exemplo, a ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*) (Da-Ré, 1996) foi mantida durante meses em um recinto fechado construído no local de soltura. Depois, este recinto permaneceu no local com portas abertas durante mais alguns meses. Em outro estudo, os machos de canários-da-terra (*Sicalis flaveola*) foram soltos primeiro e depois fêmeas foram levadas em gaiolas para os territórios dos machos e ninhos artificiais foram colocados na região de soltura (Marcondes-Machado, 1996b).

Os alimentos podem ser fornecidos durante nenhum ou poucos dias até meses após a soltura. Tanto a quantidade como a variedade de alimentos podem ser reduzidos com o tempo. Por exemplo, a reintrodução do mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*) em Minas Gerais foi branda, com utilização de um recinto no local de soltura e fornecimento de alimento por vários meses (Scheres, 1994). De modo geral, os tipos de soltura branda podem variar muito entre espécies e em relação às metodologias utilizadas. A necessidade ou não de ambientação e o tipo de procedimento a ser adotado deve ser estudado e avaliado em relação às características de cada espécie a ser translocada.

4) *Monitoramento após a soltura*: O monitoramento após a soltura é considerado uma fase tão importante como as outras, pois sem um acompanhamento dos indivíduos soltos não é possível avaliar a eficácia da translocação (Campbell, 1980; Chivers, 1991). A marcação dos indivíduos soltos, por exemplo, com anilhas, *transponders*, tatuagens ou radiotransmissores, é muito importante, pois permitirá a identificação e o acompanhamento de cada indivíduo. Este monitoramento pode ser dividido em curto, médio e longo prazo. Intervalos de tempo para cada um destes períodos são apresentados a seguir, mas devem ser adaptados para as características biológicas das espécies, como idade de maturidade sexual e longevidade.

Tabela 1. Características de reintroduções de mamíferos no Brasil.

Espécie	Número de indivíduos	Origem dos animais	Tipo de soltura	Avaliação do sucesso	Estado	Referências
7 espécies de mamíferos	58 (1 a 25 de cada espécie)	Natureza e apreensões	Abrupta	Algumas com sucesso, algumas sem sucesso, algumas sem avaliação	RJ	Coimbra-Filho & Aldrigui (1971); Coimbra-Filho & Aldrigui (1972); Coimbra-Filho <i>et al.</i> (1973)
<i>Blastocercus dichotomus</i>	5 no local 1 6 no local 2	Resgate de hidrelétrica	Abrupta	Vivos animais do local 1 após 6 meses. Local 2 mortos	SP	Figueira (2002)
<i>Blastocercus dichotomus</i>	6	Resgate de hidrelétrica	Abrupta	Vivos após 6 a 21 meses	MS	Duarte & Torres (2003)
<i>Blastocercus dichotomus</i>	10 ?	Resgate de hidrelétrica	Abrupta	Mortos ao final de 12 meses	SP	Provezan (2004)
<i>Bradyptes torquatus</i>	5	Natureza	Abrupta	Vivos após 9 a 36 meses	ES	Chiarello (2001); Chiarello <i>et al.</i> (2004)
<i>Tamandua tetradactyla</i>	8	Resgate de hidrelétrica	Abrupta	Vivos após até 10 meses	GO	Rodrigues <i>et al.</i> (2001)
<i>Leopardus tigrinus</i>	4	Resgate de hidrelétrica	Abrupta	Vivos após alguns meses	GO	Rodrigues & Marinho-Filho (1999)
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	1	Resgate de hidrelétrica	Abrupta	Vivos após alguns meses	GO	Rodrigues & Marinho-Filho (1999)
<i>Coendou prehensilis</i>	6	Resgate de hidrelétrica	Brandia	3 mortos e 3 vivos após um ano	MG	Santos Júnior (1998)
<i>Leontopithecus rosalia</i>	562	Natureza	Abrupta	População estabelecida e reproduzindo	RJ	Kleiman <i>et al.</i> (1986); Beck <i>et al.</i> (1991); Kleiman <i>et al.</i> (1991); Kierulff <i>et al.</i> (2002); Oliveira <i>et al.</i> (2003)
<i>Leontopithecus chrysopygus</i>	10	Natureza	Brandia	Animais se estabeleceram e reproduziram	SP	Medici <i>et al.</i> (2003)
<i>Leontopithecus chrysopygus</i>	16	Natureza e cativo	Abrupta e brandia	Somente os animais da natureza sobreviveram e reproduziram	SP	Martins (2004); C. Martins, com. pessoal
<i>Callicebus personatus</i>	15	Resgate de hidrelétrica	Abrupta	Negativo	MG	Neri (1997)
<i>Callithrix geoffroyi</i>	23	Cativo	Brandia	Negativo	ES	Chiarello e Passamani (1993); Passamani <i>et al.</i> (1997)
<i>Alouatta caraya</i>	2 grupos, um com 7 indivíduos e outro indeterminado	Cativo	Abrupta com aclimação em florestas da França	Vivos após alguns meses	DF	Santini (1986)

O monitoramento de curto prazo (definido aqui como até 30 dias) pode avaliar, nos dias após a soltura, comportamentos dos indivíduos, como movimentação, vocalizações, alimentação e interações com a mesma ou outras espécies. A partir de um levantamento destes comportamentos, os indivíduos podem ser classificados em relação ao sucesso imediato da soltura. Por exemplo, pássaros-pretos (*Gnorimopsar chopi*) foram observados alimentando-se e vocalizando no dia após a soltura (Anônimo, 2004), revelando que estes se adaptaram bem ao novo ambiente. Através destas observações pode-se detectar indivíduos que ficam paralisados após a soltura, permitindo assim o retorno dos mesmos para o cativeiro ou algum estímulo adicional.

O monitoramento a médio prazo (definido aqui entre 1 e 12 meses) deverá ser realizado durante meses após a soltura. Este monitoramento pode consistir em observações diretas ou censos nos locais de soltura, estimando o número de indivíduos da espécie translocada, as características físicas dos indivíduos e seus comportamentos sociais, alimentares e reprodutivos. Estudos com radio-telemetria são extremamente úteis nesta fase, como os realizados com várias espécies de mamíferos, por exemplo: mico-leão-dourado (Beck *et al.*, 1991), sauá (Neri, 1997), ouriço-cacheiro (Santos Júnior, 1998), gato-do-mato (Rodrigues & Marinho-Filho, 1999), tamanduá-mirim (Rodrigues *et al.*, 2001), cervo-dopantanal (Duarte & Torres, 2003), bicho-preguiça (Chiarello *et al.*, 2004).

O monitoramento de longo prazo (definido aqui como mais de 12 meses) é o único que revelará o real sucesso da translocação, pois alguns indivíduos podem sobreviver dias ou até alguns meses, mas sem o estabelecimento no local de soltura de uma população auto-sustentável o sucesso do programa é questionável. Um excelente exemplo da importância de monitoramentos de longo prazo vem do longo estudo com translocações de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*). Pode-se verificar que após três anos a população estudada estava em declínio, apontando para um eventual insucesso do programa (Anônimo, 2002). Entretanto, nos anos seguintes a população se recuperou e continua aumentando até os dias de hoje. Se este projeto tivesse sido interrompido após apenas 3 ou 4 anos, a avaliação do seu sucesso seria negativa.

No estudo com preguiças (*Bradypus torquatus*), concluiu-se que as mudanças relacionadas ao processo de adaptação ao local de soltura necessitam de mais de um ano para serem detectadas (Chiarello *et al.*, 2004). O sucesso da reintrodução do tucano-de-bico-preto (*Ramphastos vitellinus ariel*) no Parque Nacional da Tijuca (RJ), em 1970 e 1973, foi revelado através de observações esporádicas de grupos em 1977 e 1998 em regiões próximas do local de soltura (Coimbra-Filho, 2000).

5) *Publicação dos resultados obtidos*: Publicar detalhes das metodologias empregadas na translocação e na avaliação de sucesso é um procedimento

imprescindível para o aprimoramento do uso de translocações como ferramentas de conservação de populações de espécies ameaçadas. Os pontos positivos e negativos do projeto devem ser amplamente divulgados a fim de aperfeiçoar a metodologia, evitando repetir erros cometidos e estimulando a utilização de metodologias bem-sucedidas. A divulgação dos resultados de translocações ainda é deficiente tanto no Brasil como em outros países. Nossos estudos podem beneficiar os de outros países, assim como os estudos da arara-de-barriga-amarela (*Ara ararauna*) em Trinidad (Oehler *et al.*, 2001), da ema (*Rhea americana*) na Argentina (Aprile *et al.*, 2001) e do macaco-prego (*Cebus apella*) na Colômbia (Suarez *et al.*, 2001) podem servir de base para translocações no Brasil. Vários relatos de translocações que foram realizadas no Brasil deixaram de ser mencionados devido à falta de dados concretos e referências bibliográficas. A falta de divulgação científica dos resultados de translocações deixa de auxiliar o planejamento e a redução de custos de futuros projetos, coloca em dúvida os métodos utilizados e incita críticas ao uso desta metodologia em conservação (Hein, 1997; Seddon, 1999). A realização de encontros de pessoas que realizam translocações e publicação dos seus resultados, como ocorreu em Campinas em 1996, durante o V Congresso Brasileiro de Ornitologia, deve ser estimulada (Marcondes-Machado, 1996a), assim como ocorre com o grupo de especialistas em reintroduções (Reintroduction Specialist Group) da IUCN (www.iucn.org).

Avaliação do sucesso das translocações

O sucesso da translocação com fins conservacionistas poderá ser avaliado através de dois conjuntos de dados: o estabelecimento da população translocada e a ausência de impactos ambientais causados pela espécie introduzida. O sucesso total de uma translocação ocorrerá com o estabelecimento no local de soltura de uma população auto-sustentável. Isto significa que a população deve permanecer, reproduzir e crescer até um tamanho mínimo viável sem depender de manejo. Este estabelecimento da população não deve causar impactos ambientais, como alterações nas populações de outras espécies animais e vegetais, ou degradação do ambiente a longo prazo.

Translocações de mamíferos no Brasil

Um estudo pioneiro foi realizado por Coimbra-Filho & Aldrigui (1971, 1972) e Coimbra-Filho *et al.* (1973) com o objetivo de restaurar a mastofauna do Parque Nacional da Tijuca, RJ. Entre os anos de 1969 e 1973, 58 indivíduos de sete espécies foram translocados sem ambientação, principalmente de florestas isoladas e ou em fase de desmatamento próximas do local de soltura. Todos os mamíferos translocados ocorreram ou ainda ocorriam no Parque, envolvendo

tanto reintroduções como revigoramentos populacionais. O efeito e o sucesso desta experiência são desconhecidos.

Além deste programa de recuperação da fauna, foram localizados na literatura 19 estudos sobre translocações de mamíferos no Brasil, com cinco primatas, dois felinos, dois desdentados, um cervídeo e um roedor (Tabela 1). Todos os estudos com mamíferos brasileiros foram realizados no Sudeste e Centro-Oeste, em geral com menos de 20 (1 a 562) indivíduos introduzidos abruptamente. A maioria dos indivíduos era proveniente da natureza, capturados em operações de resgate de hidrelétricas. Os resultados são variados, com muitos projetos com alto sucesso e alguns com resultados não tão bons (Tabela 1).

Certamente, os dois casos mais bem-sucedidos de translocações e reintroduções de elementos da fauna de mamíferos no Brasil são os programas de manejo dos micos-leões-dourado e preto. Ambas representam endemismos restritos em regiões desenvolvidas do sudeste brasileiro, sob forte impacto da atividade humana que reduziu os seus habitats originais a fragmentos relictuais.

Em 1971, restavam apenas cerca de 200 micos de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) em remanescentes florestais do Rio de Janeiro. Criou-se, então, o Projeto de Conservação do Mico-Leão-Dourado, com o objetivo de evitar a extinção desse animal. Após 30 anos de trabalho, um dos maiores e mais antigos projetos ambientais do mundo conseguiu aumentar para cerca de 1.000 animais a população de micos-leões-dourados vivendo livres na natureza. O trabalho de recuperação da espécie envolveu considerável investimento em pesquisa básica sobre a biologia e comportamento da espécie, censos populacionais e inventariamento de áreas de provável ocorrência da espécie, criação de unidades de conservação, translocações e monitoramento contínuo nas últimas décadas (Kleiman *et al.*, 1986; Beck *et al.*, 1991; Kleiman *et al.*, 1991; Kierulff *et al.*, 2002; Oliveira *et al.*, 2003). Uma síntese recente dos resultados das translocações de grupos de mico-leão-dourado foi feita por Oliveira *et al.* (2003).

O mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) é endêmico da Mata Atlântica do interior do Estado de São Paulo e já foi considerado extinto da natureza. Ainda hoje a espécie é considerada como criticamente ameaçada de extinção. Desde 1984 a espécie vem sendo estudada e trabalhada do ponto de vista conservacionista, na região do Pontal do Paranapanema onde se situam os principais remanescentes florestais que abrigam a espécie. Estudos populacionais e sobre a ecologia e comportamento da espécie representam os principais subsídios para um conjunto de ações que incluem a translocação (ver Valladares-Padua *et al.*, 2000; Valladares-Padua *et al.*, 2001; Medici *et al.*, 2003) como ferramenta de manejo para a proteção da espécie.

Translocações de aves no Brasil

O programa de restauração da fauna do Parque Nacional da Tijuca, RJ, entre 1969 e 1973, também envolveu a translocação de aves (Coimbra-Filho & Aldrigui, 1971; Coimbra-Filho & Aldrigui, 1972; Coimbra-Filho *et al.*, 1973) e é aparentemente o primeiro estudo documentado para o Brasil. Foram realizadas solturas abruptas de 916 indivíduos de 26 espécies, variando de 2 a 171 indivíduos de cada espécie (Tabela 2). Observações posteriores revelaram o estabelecimento da maioria das espécies, incluindo o tucano-de-bico-preto (*Ramphastus vitellinus*) (Coimbra-Filho, 2000) e o introduzido periquito-de-encontro-amarelo (*Brotogeris chiriri*) (Pacheco, 1994). Entretanto, três espécies (fura-mato, *Pyrrhura cruentata*; guaxe, *Cacicus haemorrhous*; encontro, *Icterus cayanensis*) com 66, 40 e 46 indivíduos liberados, respectivamente, não se estabeleceram (Coimbra-Filho *et al.*, 1973; Pacheco, 1988), provavelmente devido à caça/captura ou qualidade do habitat.

Além do estudo citado, foram localizados na literatura 15 estudos/registros sobre translocações de aves no Brasil, com vários passeriformes, seis psitacídeos, quatro tinamídeos, três cracídeos, uma ema, um fasianídeo, um urubu e um andorinhão (Tabela 2). A maioria das grandes aves utilizadas em translocações é proveniente de cativeiro, enquanto as aves pequenas são provenientes de apreensões do tráfico. O número de indivíduos introduzidos variou de 1 a 1.453. Na região sudeste do Brasil, a maioria das solturas foi branda. Para a maioria das grandes aves introduzidas a translocação foi bem-sucedida, enquanto que para as aves pequenas os resultados foram mistos. Os dois estudos com poucos indivíduos introduzidos, uma *Cyanopsitta* e seis *Rhea*, revelaram baixo sucesso. Um caso interessante de translocação envolveu a remoção de 1.453 indivíduos do urubu-de-cabeça-preta (*Coragyps atratus*) das proximidades do aeroporto de Natal, RN, por motivo de segurança aeronáutica (Nascimento, 2003). Outro estudo inédito no Brasil foi a translocação bem-sucedida de ovos e ninhegos da arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) no Pantanal de Mato Grosso do Sul (Vargas *et al.*, 2001; N. Guedes, com. pessoal) como parte do projeto de conservação desta espécie (Guedes, 1995, 2002).

Além destes estudos, vários animais que escapam de cativeiro ou são libertados pelos seus donos provavelmente procriam ou se estabelecem em diversas regiões brasileiras, como o galo-da-campina (*Paroaria dominicana*) no Rio de Janeiro (Sick, 1997). São listados na Tabela 2 alguns casos de psitacídeos que foram introduzidos ou fugiram de gaiolas em grandes cidades brasileiras (Porto Alegre, Rio de Janeiro e São Paulo). Nestes casos, as populações destas aves estão aparentemente estabelecidas e se reproduzindo, mas existem poucas informações sobre vários aspectos da introdução das mesmas.

Tabela 2. Características de translocações de aves no Brasil.

Espécie	Número de indivíduos	Origem dos animais	Tipo de soltura	Avaliação do sucesso	Estado	Referência
26 espécies de aves	916	Natureza e apreensões	Abrupta	Algumas com sucesso, algumas sem sucesso, algumas sem avaliação	RJ	Coimbra-Filho & Aldrigui (1971), Coimbra-Filho & Aldrigui (1972), Coimbra-Filho <i>et al.</i> (1973)
<i>Rhea americana</i>	20	Cativeiro ?	Branda	14 vivas após 6 meses	MG	Brandt & Schulz Neto (1999)
<i>Rhea americana</i>	6	Cativeiro	Branda	Baixo; 4 perdas	MG	Guimarães Filho & Fagioli (1997)
<i>Odentophonus c. capueira</i>	6	Cativeiro	Branda	Sem informação	SP	Santiago (1996)
<i>Tinamus s. solitarius</i>	59	Cativeiro	Branda	Casais com filhotes	SP	Santiago (1996)
<i>Crypturellus o. obsoletus</i>	166	Cativeiro	Branda	Observação e captura de adultos anilhados e não	SP	Santiago (1996)
<i>Crypturellus t. tataupa</i>	84	Cativeiro	Branda	Observação e captura de adultos anilhados e não	SP	Santiago (1996)
<i>Crypturellus parvirostris</i>	235	Cativeiro	Branda	Observação e captura de adultos anilhados e não	SP	Santiago (1996)
<i>Penelope obscura bronzinga</i>	163	Cativeiro	Branda	Casais com filhotes e comprovação genética	SP	Santiago (1996), Pereira & Wajntal (1999)
<i>Penelope supercilialis jacupemba</i>	170	Cativeiro	Branda	Casais com filhotes	SP	Santiago (1996)
<i>Crax blumenbachii</i>	60	Cativeiro	Branda	População estabelecida e reproduzindo	MG	Scheres (1994), Azeredo (1996)
<i>Coragyps atratus</i>	1453	Natureza	Abrupta	Apenas 3 aves retornaram ao local de captura	RN	Nascimento (2003)
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	> 9 ovos ou filhotes	Ovos e filhotes translocados para outros ninhos	-	A maioria dos filhotes foi adotada pelos pais; voaram dos ninhos	MS	Vargas <i>et al.</i> (2001), N. Guedes (2004, com. pessoal)
<i>Cyanopsitta spixii</i>	1	Cativeiro	Branda	Negativo	BA	Bampi & Da-Ré (1994), Da-Ré (1996), Juniper (2002), site IBAMA
<i>Myiopsitta monachus</i>	?	?	?	População estabelecida e reproduzindo	RJ	Sick (1997), Pacheco (1994)
<i>Amazona aestiva</i>	36	Cativeiro desde ninhegos	Branda	60 % vivos após 13 meses, mas alguns comportamentos modificados	MS	Seixas & Mourão (2000)
<i>Amazona aestiva</i>	2 grupos, um com 33 e outro com 37 indivíduos	Cativeiro desde ninhegos	Branda	Após 9 dias, um grupo com 72 % vivos e o outro com 48 %	MS	Seixas <i>et al.</i> (2001)
<i>Amazona aestiva</i>	> 21	Cativeiro ?	Abrupta	População estabelecida e reproduzindo	RS	Borsato <i>et al.</i> (1993), Bencke (2001), G. Bencke (2004, com. pessoal), C. Fontana (2004, com. pessoal)
<i>Brotogeris chiriri</i>	?	?	?	População estabelecida	RJ	Pacheco (1994)
<i>Brotogeris chiriri</i>	?	Cativeiro ?	Abrupta	População estabelecida	RS	Bencke (2001), G. Bencke (2004, com. pessoal)
<i>Diopsittaca nobilis</i>	?	?	?	População estabelecida	RJ	Pacheco (1994)
<i>Diopsittaca nobilis</i>	Um bando	De cativeiro após apreensão	Branda	População estabelecida e aparentemente reproduzindo	SP	L.F. Figueiredo (2004, com. pessoal), L.F. Silveira (2004, com. pessoal)
<i>Streptoprocne biscutata</i>	?	Natureza	Abrupta	8 % das aves retornaram ao local de origem	MG, SP e RJ	I. L. S. Nascimento (2004, com. pessoal)
Passeriformes (várias espécies)	155	Apreensão	Abrupta ?	Negativo (redução no número de espécies e na abundância das espécies soltas)	MG	Borges (2003)
<i>Sicalis flaveola</i>	18	Natureza e cativeiro	Branda e abrupta	Estabelecimento e reprodução	SP	Marcondes-Machado (1996)
<i>Sicalis flaveola</i>	52	Apreensão	Abrupta ?	Idem acima	MG	Borges (2003)
<i>Saltator similis</i>	24	Apreensão	Abrupta ?	Idem acima	MG	Borges (2003)
<i>Gnorimopsar chopi</i>	40	Apreensão	Abrupta	Alimentação e vocalização no dia seguinte	PR	Anônimo (2004)

Características e necessidades brasileiras

Os programas de translocação no Brasil, com raras exceções, ainda são muito experimentais e carentes de planejamento, de estrutura e de pessoal qualificado. Em geral, as translocações são pouco planejadas e sem acompanhamento e avaliação do sucesso e as solturas são abruptas sem aclimação.

Outro grave problema, não só brasileiro como latino-americano (referências em Nassar-Montoya & Crane, 2001), é a carência de bons centros de triagem de animais silvestres (CETAS), que são locais onde os animais são recebidos, identificados, tratados e mantidos até que o destino de cada um seja decidido. Estes centros não podem ser confundidos ou assumir o papel de zoológicos ou criadouros. Um CETAS adequado deve possuir capacidade para receber até centenas de animais simultaneamente; possuir recintos adequados para as diversas espécies de mamíferos, aves e répteis; possuir estrutura para providenciar tratamento e alimentação adequada para cada espécie; e possuir biólogos, veterinários e zootecnistas treinados para lidar com identificação, cuidados específicos, vigilância sanitária, alimentação adequada, etc de animais silvestres. O poder público deveria assumir a responsabilidade, preferencialmente em colaboração com universidades e ONGs, de forma a viabilizar o adequado funcionamento da maioria dos CETAS do país, pois a fauna silvestre e o tráfico de animais são temas de interesse público. Um exemplo de estudo coordenado através de parcerias público-privadas é o do grou (*whooping crane, Grus americana*), ave altamente ameaçada de extinção nos Estados Unidos, que tem gerado benefícios para a conservação desta espécie (Cannon, 1996).

A redução da burocracia e a facilitação da aquisição de dados biológicos e ecológicos sobre as espécies silvestres, inclusive as ameaçadas, é imprescindível para o sucesso de programas de translocação. A probabilidade de sucesso de uma translocação é aumentada consideravelmente quando se tem melhor conhecimento da biologia, ecologia e comportamento do organismo em questão. As instituições de pesquisa, universidades e os pesquisadores são os principais detentores deste conhecimento, além de serem também os melhores aliados dos técnicos e órgãos de governo, uma vez que se criem os mecanismos de trabalho conjunto em todas as etapas, desde a normatização das atividades até a sua execução final. A excessiva burocracia e a má-vontade entre as partes gera atritos e mal-entendidos que duplicam esforços, custos e dissipam recursos que poderiam/deveriam ser destinados às atividades-fim.

Um último problema é a carência de profissionais especializados em manejo e conservação de animais silvestres. A maioria dos cursos de graduação em Biologia, Engenharia Florestal, Veterinária ou Zootecnia possui poucas ou nenhuma disciplina que aborde questões de manejo de fauna silvestre. Além

disso, ainda não existe no Brasil nenhum curso de pós-graduação específico em conservação ou manejo de fauna e flora. A maioria das pessoas que realizam translocações ou atuam em CETAS no Brasil é autodidata.

Conclusões

Translocações não são uma panacéia! Funcionam bem pra alguns grupos, podem funcionar para outros e simplesmente não funcionam ou não se justificam para outros. A translocação de animais não pode ser apenas uma solução para aliviar centros de triagem ou instituições que recebem animais silvestres das mais diversas origens e que julgam estar devolvendo à natureza o que dela provém.

É absolutamente necessária uma clara avaliação do benefício para a conservação da espécie a ser translocada como ponto de partida. Assim, não se justificam translocações de indivíduos de espécies comuns e abundantes, de origem desconhecida ou duvidosa, simplesmente para “devolver os animais à liberdade e à natureza”. Além disso, são necessários: uma avaliação de risco para os indivíduos a serem translocados e para indivíduos/espécies/comunidades preexistentes na área de soltura; o estabelecimento de procedimentos adequados para assegurar que não se está liberando na natureza animais portadores de patógenos, deficiências e/ou desvios comportamentais; marcação e monitoramento dos indivíduos translocados, bem como das populações, espécies e comunidades nas áreas de soltura por um tempo que permita avaliações seguras do sucesso ou não da translocação.

O documento aprovado na 22^a Reunião do Conselho da International Union for the Conservation of Nature (IUCN) estabelece a posição desta respeitada instituição: “a translocação é uma ferramenta poderosa para o manejo do ambiente natural e daquele alterado pelo ser humano que, usada adequadamente, pode trazer grande benefício para os sistemas naturais e para o Homem, mas, como outras ferramentas poderosas, também pode causar enormes danos se mal utilizadas” (IUCN, 1987).

Em resumo, apesar de um elevado conhecimento teórico e prático sobre translocações no mundo, muito pouco ainda foi realizado com aves e mamíferos no Brasil. Sabemos, de modo geral, como devemos proceder, mas ainda nos faltam preparo e prática, além de maior interesse do poder público em resolver questões como a carência de CETAS. Entretanto, o crescente número de programas de translocação revela que o interesse e as experiências estão se acumulando no Brasil e que outros projetos tão bem sucedidos como o do mico-leão-dourado podem se difundir pelo País.

Agradecimentos

Ao CNPq pela bolsa de Produtividade em Pesquisa aos autores (M. Â. M., Proc. Nº 309783/2003-8; J. M. F. Proc. Nº 300591/86-1). A. M. Barbanti e O. J. Marini Filho pelos comentários e críticas ao manuscrito. Aos diversos pesquisadores citados no texto pela ajuda com referências bibliográficas e comunicações pessoais.

Referências bibliográficas

- Aguirre, A. A., R. S. Ostfeld, G. M. Tabor, C. House & M. C. Pearl. 2002. Conservation Medicine: Ecological Health in Practice. Oxford University Press, Oxford.
- Alho, C. J. R. 1988. Maneje com cuidado – frágil. *Ciência Hoje* 46: 40-47.
- Anônimo. 1998. Associação Mico-leão-dourado. Relatório Anual 1998.
- Anônimo. 2002. Associação Mico-Leão-Dourado. Relatório Anual 2002. Extraído do site www.micoleao.org.br, acessado em 23 de julho de 2004.
- Anônimo. 2004. Translocação de pássaros pretos em Cândido de Abreu/PR. Extraído do site www.ranchodosgnomos.org.br/atividade1.htm, acessado em 25 de junho de 2004.
- Aprile, G., M. Uhart, G. Solís, M. Beade, A. Carminati, D. Moreno, C. Marull & P. Beldoménico. 2001. Translocación de ñandúes (*Rhea americana*) en la Provincia de Entre Ríos, Argentina. P. 83. Libro de Resúmenes V Congreso Internacional Manejo de Fauna Silvestre em Amazonía y Latinoamérica. Cartagena, Colômbia.
- Arantes, I. G. & A. A. Nascimento. 1997. Enfermidades causadas por helmintos. pp. 196-208. In: Duarte, J. M. B. (ed.) *Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos: Blastocerus, Ozotocerus e Mazama*. FUNEP, Jaboticabal.
- Artois, M. 1997. Managing problem wildlife in the Old World: a veterinary perspective. *Reproduction, Fertility and Development* 9: 17-25.
- Ashmole, N. P., M. J. Ashmole & K. E. L. Simmons. 1994. Seabird conservation and feral cats on Ascension Island, South Atlantic. pp. 94-121. In Nettleship D. N., Burger J., Gochfeld M., (eds) *Seabirds on islands: threats, case studies and action plans*. BirdLife Conservation Series No. 1. BirdLife International.
- Associação Mico-Leão-Dourado. 2004. Site Internet www.micoleao.org.br/ptg/home.php.
- Azeredo, R. 1996. Reintrodução de *Crax blumenbachii* na natureza. Anais V Congresso Brasileiro de Ornitologia, UNICAMP, Campinas, SP. Pg. : 82.
- Azevedo, C. S. 2004. Avaliação das respostas comportamentais de emas (*Rhea americana*, Rheidae) submetidas a técnicas de treinamento antipredação na Fundação Zoológica de Belo Horizonte, Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Curso de Pós-graduação em Zoologia de Vertebrados, Belo Horizonte.

- Bampi, M. I. & Da-Ré, M. 1994. Recovery programme for the Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii*), conservation in the wild and reintroduction programme. Extraído do site www.bluemacaws.org em 04/05/2004.
- Barnett, B. D. & Rudd, R. L. 1983. Feral dogs of the Galapagos Islands: impact and control. *International Journal for the Study of Animal Problem* 4: 44-58.
- Beck, B. B., D. G. Kleiman, J. M. Dietz, I. Castro, C. Carvalho, A. Martins & B. Rettberg-Beck. 1991. Losses and reproduction in reintroduced golden lion tamarins *Leontopithecus rosalia*. Dodo, Journal Jersey Wildlife Preservation Trust 27: 50-61.
- Bencke, G. A. 2001. Lista de referência das aves do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (Publicações Avulsas FZB 10).
- Bierregaard, R. O. Jr. & T. E. Lovejoy. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19(único): 215-241.
- Borges, R. C. 2003. Reintrodução monitorada de Passeriformes. Acessado no site: www.propesq.ufjf.br/seminario/cdseminario2003, em 28 de junho de 2004.
- Borsato, E. S., C. S. Marros, M. Rosenau e W. Q. Taborda. 1993. Observação de psitacídeos no Jardim Botânico de Porto Alegre. Resumo 51. In. Resumos do III Congresso Brasileiro de Ornitologia, Universidade Católica de Pelotas, Pelotas, RS.
- Brandão, R. A. 2002. Monitoramento das populações de lagartos no aproveitamento hidrelétrico de Serra da Mesa, Minaçu, Goiás. Tese de Doutorado. PPG Biologia Animal, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília.
- Brandt, L. F. S. & Schulz Neto, A. 1999. Introdução e monitoramento de *Rhea americana* na EPDA Galheiro (Perdizes, MG). Relatório Final. CEMIG – Companhia Energética de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.
- Butler, J. R. A., J. T. du Toit & J. Bingham. 2004. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. *Biological Conservation* 115: 369-378.
- Cade, T. J. & S. A. Temple. 1994. Management of threatened bird species: evaluation of the hands-on approach. *Ibis* 137: S161-S172.
- Caldecott, J. O. & M. Kavanagh. 1983a. Guidelines for the use of translocation in the management of wild primate populations. *Primate Eye* 20: 20-26.
- Caldecott, J. O. & M. Kavanagh. 1983b. Can translocation help wild primates? *Oryx* 17:135-139.
- Campbell, S. 1980. Is reintroduction a realistic goal? pp. 263-269. In Soulé, M. E. & B. A. Wilcox (eds.). *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Cannon, J. R. 1996. Whooping Crane recovery: A case study in public and private cooperation in the conservation of endangered species. *Conservation Biology* 10: 813-821.
- Cassey, P., T. M. Blackburn, K. E. Jones & J. L. Lockwood. 2004. Mistakes in the analysis of exotic species establishment: source pool designation and correlates of introduction success among parrots (Aves: Psittaciformes) of the world. *Journal of Biogeography* 31: 277-284.

- Catão-Dias, J. L. 2003. Doenças e seus impactos sobre a biodiversidade. *Ciência e Cultura*. 55(3): 32-34.
- Chiarello, A. G. & M. Passamani. 1993. A reintroduction program for the geoffroyis marmoset, *Callithrix geoffroyi*. *Neotropical Primates* 1 (3): 6-7.
- Chiarello, A. G. 2001. A translocation experiment for the conservation of maned sloths (*Bradypus torquatus*), a species threatened with extinction in the Brazilian Atlantic Forest. *Edentata* 4: 23-25.
- Chiarello, A. G., D. J. Chivers, C. Bassi, M. A. F. Maciel, L. S. Moreira & M. Bazzalo. 2004. A translocation experiment for the conservation of maned sloths, *Bradypus torquatus* (Xenartha, Bradypodidae). *Biological Conservation* 118: 421-430.
- Chivers, D. J. 1991. Guidelines for re-introductions: procedures and problems. pp. 89-99. In Gipps, J. H. W. (ed.). *Beyond captive breeding: re-introducing endangered mammals to the wild*. Symp. Zool. Soc. Lond. 62, Oxford Science Publ, Oxford.
- Coimbra-Filho, A. F. & A. D. Aldrighi. 1971. A restauração da fauna do Parque Nacional da Tijuca, GB, Brasil. Publicações Avulsas Museu Nacional, Rio de Janeiro, RJ. No 57.
- Coimbra-Filho, A. F. & A. D. Aldrighi. 1972. Restabelecimento de fauna do Parque Nacional da Tijuca – Segunda contribuição. *Brasil Florestal* 11: 19-33.
- Coimbra-Filho, A. F. 2000. Reintrodução do tucano-de-bico-preto (*Ramphastos vitellinus ariel* Vigors, 1826) no Parque Nacional da Tijuca (Rio de Janeiro-RJ) e notas sobre sua distribuição geográfica. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (Nova Série)* 11/12: 189-200.
- Coimbra-Filho, A. F., A. D. Aldrighi & H. F. Martins. 1973. Nova contribuição ao estabelecimento da fauna do Parque Nacional da Tijuca, GB, Brasil. *Brasil Florestal* 16: 7-25.
- Conant, S. 1988. Saving endangered species by translocation. *BioScience* 38(4):254-257.
- Cunningham, A. A. 1995. Disease risks of wildlife translocations. *Conservation Biology* 10: 349-353.
- Da-Ré, M. 1996. Reintrodução de um exemplar fêmea de Ararinha-azul *Cyanopsitta spixii* à natureza. *Anais V Congresso Brasileiro de Ornitologia, UNICAMP*. pp. 118-124.
- Daszac, P., A. A. Cunningham & A. D. Hyatt. 2000. Emerging infectious diseases of wildlife – threats to biodiversity and human health. *Science* 287: 443-449.
- Duarte, J. M. B. & J. M. Garcia. 1997. Tecnologia da reprodução para propagação e conservação de espécies ameaçadas de extinção. pp. 228-238. In: J. M. B. Duarte (ed.). *Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos: Blastocerus, Ozotocerus e Mazama*. FUNEP, Jaboticabal, SP.
- Duarte, J. M. B. & H. A. Torres 2003. Translocação em cervos-do-pantanal: uma opção de manejo? In: Projeto Cervo-do-Pantanal de Porto Primavera. Relatório Final. UNESP, Jaboticabal, SP.
- Ewel, J. J., D. J. O’Dowd, J. Bergelson, C. C. Daehler, C. M. D’Antonio, L. D. Gómez, D. R. Gordon, R. J. Hobbs, A. Holt, K. R. Hopper, C. E. Hughes, M. LaHart, R. R. B. Leakey, W. G. Lee, L. L. Loope, D. H. Lorence, S. M. Louda, A. E. Lugo, P. B. McEvoy, D. M. Richardson & P. M. Vitousek. 1999. Deliberate introductions of species: research needs. *BioScience* 49:619-630.

- Falk, D. A. 1992. From conservation biology to conservation practice: strategies for protecting plant diversity. pp. 397-431. In Fiedler, P. L. & S. K. Jain (eds.). *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management*. Chapman and Hall, New York.
- Figueira, C. J. M. 2002. Reintrodução de cervos-do-Pantanal (*Blastocerus dichotomus*): uso do espaço e área de vida dos animais. Tese de mestrado. UFSCar, PPG-ERN. São Carlos, SP. 66 pp.
- Filiú, W. F. O., B. Wanke, S. M. Agüena, V. O. Vilela, R. C. L. Macedo & Lazéra, M. 2002. Cativeiro de aves como fonte de *Cryptococcus neoformans* na cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.* 35(6): 591-595.
- Fischer, J. & D. B. Lindenmayer. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* 96: 1-11.
- Fletcher, K. C., A. K. Eugster, R. E. Schmidt & G. B. Hubbard. 1979. Parvovirus infection in maned wolves. *Journal of American Veterinary Medical Association* 175: 897-900.
- Gastal, M. L. & Marinho-Filho, J. (submetido). Ecologia de uma comunidade de pequenos mamíferos em mata de galeria da Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. *Revista Brasileira de Zoologia*.
- Gastal, M. L. 1997. Ecologia de comunidades de pequenos mamíferos em matas de galeria de Brasília. Tese de Doutorado, PPG Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Gippoliti, S. & G. M. Carpaneto. 1997. Captive breeding, zoos and good sense. *Conservation Biology* 11: 806-807.
- Gribel, R., G. Moreira, M. Martins, M. Lemes, E. Colares & S. Egler. 1987. Destinos da fauna de Balbina. *Ciência Hoje* 31: 76.
- Griffith, R., J. M. Scott, J. W. Carpenter & C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245: 477-480.
- Guedes, N. M. R. 1995. Alguns aspectos sobre o comportamento reprodutivo da arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) e a necessidade de manejo para a conservação da espécie. *Anais de Etologia* 13: 274-292.
- Guedes, N. M. R. 2002. El Proyecto del Guacamayo jacinto *Anodorhynchus hyacinthinus* en el Pantanal Sur, Brasil. pp. 163-174. In *Congreso Mundial sobre Papagayos. Conservando Los Loros y sus habitats*, V, España.
- Guild, E. 1938. Tahitian Aviculture: Acclimatization of foreign birds. *Avicultural Magazine* 3: 8-11.
- Guimarães Filho, P. E. & A. B. Fagioli. 1997. Reintrodução de *Rhea americana* na Área de Proteção do Serra Azul – Juatuba/MG. Resumos do VI Congresso Brasileiro de Ornitologia, Belo Horizonte, MG. p. 70.
- Gurevitch, J. & D. K. Padilla. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology and Evolution* 19: 470-474.
- Hass, A., 2002. Efeitos da criação do reservatório da UHE Serra da Mesa (Goiás) sobre a comunidade de aves. Tese de Doutorado, PPG Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP

- Hein, E. W. 1997. Improving translocation programs. *Conservation Biology* 11: 1270-1271.
- Henriques, R. P. B. 1988. Salvamento ou massacre? *Ciência Hoje* 46: 64-66.
- IUCN. 1987. IUCN position statement on translocation of living organisms. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. 1995. IUCN guidelines for reintroductions. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN. 2000. IUCN guidelines for the placement of confiscated animals. IUCN, Gland, Switzerland.
- Iverson, J. B. 1978. The impact of feral cats and dogs on populations of the west indian rock iguana, *Cyclura carinata*. *Biological Conservation* 14: 63-73.
- Juniper, T. 2002. The Spix's Macaw Recovery Programme – A review. Extraído do site www.bluemacaws.org em 04/05/2004.
- Kierulff, M. C. M., P. P. Oliveira, B. B. Beck & A. Martins. 2002. Reintroduction and translocation as conservation tools for golden lion tamarins. In Kleiman, D. G. & A. B. Rylands (eds.). *Lion Tamarins – Biology and Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Kierulff, M. C. M., P. Procópio de Oliveira, B. B. Beck & A. Martins. 2003. Reintroduction and translocation as conservation tools for golden lion tamarins. In Kleiman D. G. & A. B. Rylands (eds.). *The lion tamarins of Brazil*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Kleiman, D. G. 1989. Reintroduction of captive mammals for conservation. Guidelines for reintroducing endangered species into the wild. *Bioscience* 39: 152-161.
- Kleiman, D. G., B. B. Beck, J. M. Dietz & L. A. Dietz. 1991. Costs of a re-introduction and criteria for success: accounting and accountability in the Golden Lion Tamarin Conservation Program. *Symp. Zool. Soc. London* 62: 125-142.
- Kleiman, D. G., B. B. Beck, J. M. Dietz, L. A. Dietz, J. D. Ballou & A. F. Coimbra-Filho. 1986. Conservation program for the golden lion tamarin: Captive research and management, ecological studies, educational strategies, and reintroduction. pp. 959-979. In Benirschke, K. (ed.). *Primates: the road to self-sustaining populations*. Springer-Verlag, NY.
- Kruuk, H. & H. Snell. 1981. Prey selection by feral dogs from a population of marine iguanas (*Amblyhynchus cristatus*). *Journal of Applied Ecology* 18: 197-204.
- Lacava, U. (coord.) 2000. Tráfico de animais silvestres no Brasil: um diagnóstico preliminar. WWF-Brasil, Brasília, DF.
- Lacerda, A. C. R. 2002. Análise de ocorrência de *Canis familiaris* no Parque Nacional de Brasília: influência da matriz monitoramento e controle. Dissertação de Mestrado. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Lemos, R. M. Sá. 1995. Effects of the Samuel Hydroelectric Dam on mammal and bird communities in a heterogeneous Amazonian lowland forest. Ph. D. Thesis. University of Florida, Gainesville, Florida.
- Linnell, J. D. C., R. Aanes, J. E. Swenson, J. Odden & M. E. Smith. 1997. Translocation of carnivores as a method for managing problem animals: a review. *Biodiversity and Conservation* 6: 1245-1257.

- Long, J. L. 1981. *Introduced Birds of the World*. David & Charles, Newton, Australia.
- Mann, P. C., M. Bush, M. Appel, B. A. Beehler & R. J. Montali. 1980. Canine parvovirus infection in South American canids. *Journal of American Veterinary Medical Association* 177: 779-783.
- Marcondes-Machado, L. O. (Coord.) 1996a. Mesa-redonda: Critérios científicos para a soltura de aves. *Anais V Congresso Brasileiro de Ornitologia, UNICAMP*. Pgs: 111-124.
- Marcondes-Machado, L. O. 1996b. Repovoamento com *Sicalis flaveola brasiliensis* (Gmelin, 1789) (Passeriformes, Emberizidae). *Anais V Congresso Brasileiro de Ornitologia, UNICAMP*. pp. 111-113.
- Marinho-Filho, J., A. F. B. Araújo & R. B. Cavalcanti, 2000. Estudos de populações animais na área de influência do AHE Serra da Mesa; Relatório Final: caracterização e avaliação dos impactos sobre a fauna de répteis, aves e mamíferos. FUNATURA, Brasília. Documento de circulação restrita.
- Martins, C. S. 2000. Conservação do mico-leão preto (*Leontopithecus chrysopygus*): Três tipos de manejo avaliados através da ecologia e comportamento. Tese de Doutorado. UNICAMP, Campinas.
- Mascarenhas, B. M. & G. Puerto. 1988. Nonvolant mammals rescued at the Tucuruí Dam in the Brazilian Amazon. *Primate Conservation* 9: 91-93.
- Médici, P. E., C. B. Valladares-Pádua, A. B. Rylands & C. S. Martins, 2003. Translocation as a metapopulation tool for the black Lion tamarin, *Leontopithecus chrysopygus*. *Primate Conservation* 19: 23-31.
- Morell, V. 1994. Serengeti's big cats going to the dogs. *Science* 264: 23.
- Morton, E. S. 1987. Reintroduction as a method of studying bird behavior and ecology. In: Jordan, W. R., III, Gilpin, M. E. & Aber, J. D. (eds.) *Restoration Ecology*. pp. 164-172. Cambridge, Cambridge University Press.
- Nascimento, I. L. S. 2003. Translocações de urubus-de-cabeça-preta (*Coragyps atratus*) da Área de Segurança Aeroportuária de Natal. Relatório não publicado. CEMAVE, IBAMA, João Pessoa.
- Nassar-Montoya, F. & Crane, R. (eds.). 2001. *Actitudes hacia la fauna en Latinoamérica*. Humane Society International, Humane Society Press, Centro de Primatología Araguatos, Washington, Bogotá.
- Neri, F. M. 1997. Manejo de *Callicebus personatus* (Geoffroy, 1812), resgatados: uma tentativa de translocação e estudos ecológicos de um grupo silvestre na Reserva Particular do Patrimônio Natural Galheiro – Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Oehler, D. A., D. Boodoo, B. Blair, K. Kuchinski, M. Campbell, G. Lutchmedial, S. Ramsavage, E. J. Maruska & S. Malowski. 2001. Translocation of blue and gold macaw *Ara ararauna* into its historical range on Trinidad. *Bird Conservation International* 11: 129-141.
- Oliveira, J. G. Júnior, M. S. P. Belluci, J. S. M. Vianna, C. Mazur, C. M. Andrade, L. P. L. Fedullo, C. Portz & B. O. Loureiro. 2001. Avaliação soropidemiológica do vírus influenza em aves domésticas e silvestres no Estado do Rio de Janeiro. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.* 53(3): 299-302.

- Ounsted, M. L. 1991. Re-introducing birds: lessons to be learned for mammals. In Gipps, J. H. W. (ed.). *Beyond Captive Breeding: re-introducing endangered mammals to the wild*. Symp. Zool. Soc. Lond. 62: 75-85.
- Pacheco, J. F. 1988. Acréscimos à lista de aves do Município do Rio de Janeiro. *Boletim FBCN* 23: 104-120.
- Pacheco, J. F. 1994. A maracanã-pequena *Ara nobilis* introduzida na cidade do Rio de Janeiro e outros psitacídeos cariocas subespontâneos. *Atualidades Ornitológicas* 60: 12.
- Passamani, M., S. L. Mendes, A. G. Chiarello, J. Passamani & R. Laps 1997. Reintrodução do sagui da cara branca (*Callithrix geoffroyi*) em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. pp. 119-128. In: *A Primatologia no Brasil*, v. 5, 1. ed., Edit. Univ. Fed. Pará, Belém.
- Patronek, G. J. 1998. Free-roaming and feral cats their impact on wildlife and human beings. *J. Amer. Vet. Med. Assoc.* 212(2): 218-226.
- Pereira, L. E., A. Suzuki, T. L. M. Coimbra, R. P. Souza & E. L. B. Chamelet. 2001. Arbovírus Ilheus em aves silvestres (*Sporophila caerulea* e *Molothrus bonariensis*). *Rev. Saúde Pública* 35(2): 119-123.
- Pereira, S. L. & A. Wajntal. 1999. Reintroduction of guans of the genus *Penelope* (Cracidae, Aves) in reforested areas: assessment by DNA fingerprinting. *Biological Conservation* 87: 31-38.
- Pianka, E. R. 1982. *Ecología Evolutiva*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Piovezan, U. 2004. História natural, estimativas de área de vida e de abundância de *Blastoceros dichotomus* (Illiger, 1815) na bacia do Rio Paraná, Brasil: impacto da criação da Usina Hidrelétrica Sérgio Motta e recomendações de manejo para a conservação da espécie. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília. 160 pp.
- Prenter, J., C. MacNeil, J. T. A. Dick & A. M. Dunn. 2004. Roles of parasites in animal invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 385-390.
- Price, M. R. S. 1991. A review of mammal re-introductions, and the role of the Re-introduction Specialist Group of IUCN/SSC. In Gipps, J. H. W. (ed.). *Beyond Captive Breeding: re-introducing endangered mammals to the wild*. Symp. Zool. Soc. Lond. 62: 9-25.
- Procópio de Oliveira, P., M. C. M. Kierulff, V. P. Veruli, M. J. Iapenta & E. A. Morais Jr. 2003. Translocação como técnica de manejo para a conservação do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), RJ. *Anais do VI Congresso Brasileiro de Ecologia*. Fortaleza, CE. pp. 246-247.
- Prum, R. O. 1993. Las colecciones anatómicas de los museos de historia natural y la investigación de la filogenia y la evolución de las aves. pp. 31-40. In Escalante-Pliego P. (ed.). *Curación Moderna de Colecciones Ornitológicas*. A. O. U., Washington, D. C.
- Renctas. 2001. 1º Relatório Nacional sobre o tráfico de fauna silvestre. Renctas, Brasília, DF.
- Resende, J. S., N. R. S. Martins & M. A. Jorge. 2001. An outbreak of malaria by *Haemoproteus columbae* in pigeons. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.* 53(3): 361-363.
- Rodrigues, F. H. G. & J. Marinho-Filho. 1999. Translocation of oncilla and jaguarundi in Central Brazil. *Cat News* 30: 28.

- Rodrigues, F. H. G., J. Marinho-Filho & H. G. dos Santos. 2001. Home ranges of translocated lesser anteaters *Tamandua tetradactyla* in the cerrado of Brazil. *Oryx* 35(2): 166-169.
- Sana, D. A., R. Morato & P. G. Crawshaw Jr. 2001. Impacto do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica “Sérgio Motta”, no Rio Paraná (SP/MS) sobre grandes felinos (*Panthera onca* e *Puma concolor*). p. 117. Livro de Resúmenes V Congreso Internacional Manejo de Fauna Silvestre em Amazonía y Latinoamérica. Cartagena, Colômbia.
- Santiago, W. T. V. 1996. O programa de reintrodução da CESP em Paraibuna, SP. pp: 114-116. Anais V Congresso Brasileiro de Ornitologia, UNICAMP.
- Santini, M. E. L. 1985. Alimentação e padrões de atividade de *Alouatta caraya* (Primates, Cebidae), reintroduzido no Parque Nacional de Brasília – D. F. Tese de Mestrado. Departamento de Biologia Vegetal, Universidade de Brasília, Brasília, DF. pp. 133.
- Santos Júnior, T. S. 1998. Monitoramento de *Coendou prehensilis* (Rodentia: Erethizontidae) resgatados no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Miranda (MG) e translocados para a Reserva do Jacob, Nova Ponte, MG. Dissertação de Mestrado. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Savidge, J. A. 1987. Extinction of an island forest avifauna by an introduced snake. *Ecology* 68: 660-668.
- Scheres, G. 1994. First reintroduction of an endangered cracid. *WPA News* 43: 26-29.
- Scott, J. M. & J. W. Carpenter. 1987. Release of captive-reared or translocated endangered birds: what do we need to know? *Auk* 104: 544-545.
- Seddon, P. J. 1999. Reintroductions, introductions, and the importance of post-release monitoring: lessons from Zanzibar. *Oryx* 33: 89-90.
- Seixas, G. H. F. & G. M. Mourão. 2000. Assessment of restocking blue-fronted Amazon (*Amazona aestiva*) in the Pantanal of Brazil. *Ararajuba* 8: 73-78.
- Seixas, G. H. F., A. M. S. Firmino, C. R. Pereira, A. A. Kuniy & D. R. Espírito Santos. 2001. Taxa de sobrevivência inicial de papagaio-verdadeiro (*Amazona aestiva*), em programa de repovoamento no Pantanal Sul-Mato-Grossense, Brasil. Resumos IX Congresso Brasileiro de Ornitologia, Curitiba, PR.
- Serra-Freire, N. M. 1997. Ectoparasitos. pp. 182-194. In Duarte, J. M. B. (ed.). *Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos: Blastocercus, Ozotocercus e Mazama*. FUNEP, Jaboticabal.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Silveira, L. F. & e A. C. Méndez. 1999. Caracterização das formas brasileiras do gênero *Sicalis* (Passeriformes, Emberizidae). *Atualidades Ornitológicas* 90: 6-8.
- Snyder, N. F. R., S. R. Derrickson, S. R. Beissinger, J. W. Wiley, T. B. Smith, W. D. Toone & B. Miller. 1996. Limitations of captive breeding in endangered species recovery. *Conservation Biology* 10: 338-348.
- Stuart, S. N. 1991. Re-introductions: to what extent are they needed? pp. 27-37. In Gipps, J. H. W. (ed.), *Beyond captive breeding: re-introducing endangered mammals to the wild*. Symp. Zool. Soc. Lond. 62, Oxford Science Publ, Oxford.

- Suarez, C. E., E. M. Gamboa, P. Claver & F. Nassar-Montoya. 2001. Survival and adaptation of a released group of confiscated capuchin monkeys. *Animal Welfare* 10: 191-203.
- Szabó, M. P. J., M. B. Labruna, M. C. Pereira & J. M. B. Duarte. 2003. Ticks (Acari: Ixodidae) on wild marsh-deer (*Blastocerus dichotomus*) from southeast Brazil: Infections before and after habitat loss. *J. Med. Entomol.* 40(3): 268-274.
- Thorne, E. T. & E. S. Williams. 1988. Disease and endangered species: The black-footed ferret as a recent example. *Conservation Biology* 2: 66-74.
- Tomas, W. M., M. D. Beccaceci & L. Pinder. 2003. Cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*). pp. 24-40. In: Duarte, J. M. B. (ed.). *Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos: Blastocerus, Ozotocerus e Mazama*. FUNEP, Jaboticabal, SP.
- Valladares-Padua, C., C. S. Martins, D. Wormell et al. 2000. Preliminary evaluation of the reintroduction of a mixed wild-captive group of black lion tamarins *Leontopithecus chrysopygus*. *The Dodo* 36: 30-38.
- Valladares-Padua, C., S. Padua & C. S. Martins. 2001. Restabelecendo os mico-leões-pretos (*Leontopithecus chrysopygus*). pp. 160-161. In Primack, R. B. & E. Rodrigues. *Biologia da Conservação*, Londrina.
- Vargas, F. C., P. J. Faria & N. M. R. Guedes. 2001. Incubação artificial, translocação e reintrodução de ninhegos de arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) no Pantanal de Miranda, MS. pp. 385-386. In Straube, F. C. (ed.). *Ornitologia sem Fronteiras e Resumos IX Congresso Brasileiro de Ornitologia*, Pont. Univ. Católica do Paraná, Curitiba, PR.
- Vivo, M. de. 1999. Museus e coleções zoológicas. pp. 49-50. In *Biodiversidade do Estado de São Paulo*, v. 7, FAPESP, São Paulo.
- Wajntal, A. & L. F. Silveira. 2000. A soltura de aves contribui para a sua conservação? *Atualidades Ornitológicas* 98(Nov/Dez): 7.
- Waugh, D. 1997. Loro Parque Foundation to return Illiger's Macaws to Brazil. *Avicultural Magazine* 103(1): 34-35.
- Wildt, D. E. & C. Wemmer. 1999. Sex and wildlife: the role of reproductive science in conservation. *Biodiversity and Conservation* 8: 965-976.
- Woodford, M. H. & R. A. Kock. 1991. Veterinary considerations in re-introduction and translocation projects. pp. 101-110. In Gipps, J. H. W. (ed.). *Beyond captive breeding: re-introducing endangered mammals to the wild*. Symp. Zool. Soc. Lond. 62, Oxford Science Publ, Oxford.
- Wright, T. F., C. A. Toft, E. Enkerlin-Hoeflich, J. Gonzalez-Elizondo, M. Albornoz, A. Rodríguez-Ferraro, F. Rojas-Suarez, V. Sanz, A. Trujillo, S. R. Beissinger, A. V. Berovides, X. A. Gálvez, A. T. Brice, K. Joyner, J. Eberhard, J. Gilardi, S. E. Koenig, Stoleson, S., Martuschelli, P., Meyers, M., Renton, K., Rodríguez, A. M., Sosa-Asanza, A. C., F. J. Vilella & J. W. Wiley. 2001. Nest poaching in Neotropical parrots. *Conservation Biology* 15: 710-720.