

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS

MACROECOLOGIA E PRIORIDADES DE CONSERVAÇÃO EM
AVES DO CERRADO

ALUNO: Daniel Blamires

ORIENTADOR: Prof. Dr. José Alexandre Felizola Diniz-Filho



**Tese elaborada como pré-requisito
necessário para a obtenção do título de
doutor em Ciências Ambientais.**

Goiânia–GO

2007

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS

MACROECOLOGIA E PRIORIDADES DE CONSERVAÇÃO EM
AVES DO CERRADO

ALUNO: Daniel Blamires

ORIENTADOR: Prof. Dr. José Alexandre Felizola Diniz-Filho

**Tese elaborada como pré-requisito
necessário para a obtenção do
título de doutor em Ciências
Ambientais.**

GOIÂNIA-GO

2007

Capa: Ninho de Seriema, *Cariama cristata* (Linnaeus) 1766, em árvore de Campo Cerrado, na Fazenda Bonsucesso (Caldazinha-GO), em outubro de 1997. Foto do autor.

" Há um menino...

Há um moleque, morando sempre no meu coração...

Toda vez que o adulto balança ele vem pra me dar a mão! (...). Ele fala de coisas bonitas que eu acredito que não deixarão de existir... Amizade, palavras, respeito, caráter, bondade, alegria e amor! (...)."

Brandt, F. & M. Nascimento. 1980. Bola de meia, bola de gude. In: 14 Bis - coleção meus momentos (disco I). EMI Music, 1999.

" Dedico este
trabalho ao bioma
Cerrado, que
sempre me
proporcionou paz,
beleza e
serenidade. "

AGRADECIMENTOS

De fato, carrego comigo a firme convicção de que as virtudes que favorecem a coexistência e a longevidade nunca haverão de se perder, e isso me faz persistir, em um tempo onde talvez as relações inter-pessoais estejam abaladas por tudo o que contraria estes dois importantes fatores. Acredito, entretanto, que o exercício diário da biofilia também ajudaria as pessoas a enxergar o mundo de um modo melhor.

E foi em busca da biofilia que aprendi a amar o Cerrado, buscar a biologia, o mestrado em ecologia e, finalmente, o doutorado em Ciências Ambientais. Com relação ao último, gostaria de agradecer a algumas pessoas e instituições que de alguma forma tornaram possível o desenvolvimento deste trabalho, ao longo destes anos.

Ao meu orientador, o Professor Dr. José Alexandre Felizola Diniz-Filho, por mais uma vez ter me aceitado como seu orientando. Importante ressaltar que nunca alguém me proporcionou tantas oportunidades de crescimento no meio acadêmico quanto o professor Alexandre. E assim, atesto-lhe aqui meus mais sinceros agradecimentos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de doutorado concedida durante parte deste estudo (proc. n. 141040/03-3). Graças a este apoio logístico, tive tempo suficiente para fazer os créditos; recursos para ampliar meu acervo bibliográfico como nunca, além de desenvolver manuscritos extras em parceria com pesquisadores de outras instituições.

Ao Professor Dr. José Hidasi, pelo acesso ao acervo bibliográfico da Fundação Museu de Ornitologia de Goiânia, pelos esclarecimentos prestados sobre ornitologia, entusiasmo e amizade. Aos amigos Dr. Carlos Eduardo R. de Sant'Anna (Cadú, CEFET) e Dr. Pitágoras da Conceição Bispo (UNESP), pela amizade e apoio. Aos ornitólogos Dr. Dáris Pukenis Tubelis (USP) e MSc. Marcelo Ferreira de Vasconcelos (UFMG) por diversos auxílios. Ao Dr. Luís Fábio Silveira (MZUSP), por ter me ajudado com dados pendentes de algumas espécies.

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia Teórica (LETS/UFMG), pelo apoio: em especial aos alunos Guilherme de Oliveira e Bruno de Souza Barreto, pela disposição, empenho e boa vontade, o que foi indispensável para o desenvolvimento do presente trabalho. Aos Doutores Leandro G. Oliveira, Nelson R. Antoniosi-Filho e Laerte F. Guimarães, que atuaram como coordenadores ao longo do tempo em que estive vinculado ao CIAMB.

Aos professores Fausto Mizziara, Edgardo Latrubesse, Augustina Echeverria, Rogério P. Bastos e Divino Brandão, com quem fiz créditos no CIAMB, os quais foram indispensáveis para meu conhecimento, assim como para as palestras e disciplinas que ministro hoje. À oportunidade, agradeço também a todos os meus colegas de doutorado, que

caminharam comigo por alguns trechos das estradas do CIAMB.

Aos professores doutores, membros titulares da banca examinadora: C. E. R. Sant'Anna, R. P. Bastos, Sérgio Furtado dos Reis (UNICAMP) e Paulo de Marco Júnior (UFG). Eles conduziram a defesa não apenas como uma sessão solene, mas como uma agradável tarde de partilha de conhecimentos.

À Universidade Estadual de Goiás, Unidade de Quirinópolis, por algumas facilidades. Agradeço em especial à diretora, Joana F. Goulart, por diversos auxílios, bem como pela disposição para ajudar.

Aos meus alunos/estagiários que, nestes últimos anos, depositaram confiança a meu favor, e partilharam comigo seus conhecimentos: Cláudio V. Mendonça, Cristina C. de Carvalho, Flávia Damacena de S. Silva, Pablo V. C. Mathias, Luís Gonzaga A. Mendonça e Paulo Roberto S. Pires.

Aos meus sogros, Srs. Lázaro e Sônia, pela acolhida quando, recém-mestre, fui ministrar aulas na UEG de Iporá, o que foi extremamente importante para meu desenvolvimento curricular e experiência.

Aos meus cunhados, Plínio e Fábio, pelo apoio de sempre. À senhora Ricardina Faleiro, tia de minha esposa, que por muito tempo me acolheu em sua morada no Setor Ferroviário, em Goiânia.

À turma de Senador Canedo: meus irmãos Leandro (Caipora) e Guilherme, Henrique (Compadre), Márcio (Canela), Marcos (George) pelos churrascos, pescarias e gargalhadas. A Meus Pais, Raquel e Walderico (*in memorian*), por mais essa conquista. A meu Tio Onofre de Matos, pelas acolhidas na sua roça em Cristianópolis, onde a gente ia pescar, assar carne, etc.

Aos meus companheiros de Quirinópolis, pelas discussões formais ao longo das diferentes áreas de conhecimento, e pela amizade.

Às duas pessoas que hoje compartilham comigo o mesmo ninho. Minha querida Lenisa, minha companheira tão amável e presente, e a nossa pequena Alice. Delas recebo toda a graça e ternura...

ÍNDICE

APRESENTAÇÃO	01
Referências	08
Capítulo I. <i>Macroecologia de Aves do Cerrado brasileiro</i>	13
Resumo	14
Abstract	16
Introdução	17
Material e métodos	21
Resultados	27
Discussão	36
Conclusões	41
Referências bibliográficas	41
Capítulo II. <i>Uso do hábitat e deconstrução dos padrões de riqueza das aves do Cerrado</i>	51
Resumo	52
Abstract	54
Introdução	56
Material e métodos	57
Resultados	61
Discussão	66
Conclusões	70
Referências bibliográficas	71

Capítulo III. <i>Biogeografia da conservação das aves do Cerrado brasileiro</i>	76
Resumo	77
Abstract	78
Introdução	79
Material e métodos	81
Resultados	86
Discussão	92
Conclusões	97
Referências bibliográficas	98
CONCLUSÕES GERAIS	105
APÊNDICE I. <i>Espécies de aves que se reproduzem no bioma Cerrado</i>	108
APÊNDICE II. <i>Referências bibliográficas provenientes da literatura primária</i>	124

APRESENTAÇÃO

Atualmente, existe um consenso de que a biodiversidade está sendo rapidamente exaurida, em escala global, segundo os crescentes índices atuais de perda de espécies (Royal Society 2003), em consequência de uma complexa resposta da ação humana no ambiente, devido principalmente ao crescimento populacional e ao poder da expansão tecnológica (Vitousek *et al.* 1997). A este respeito, Gaston e Blackburn (2003), distinguem como sendo basicamente quatro dos principais fatores de extinção das espécies: a) superexploração, ou o uso desmesurado dos recursos naturais; b) destruição de habitats naturais e fragmentação das paisagens; c) introdução de espécies exóticas; d) extinções em cascata, ou a perda de uma espécie que leva ao desaparecimento de várias outras em uma biota. Este cenário, caracterizado por uma taxa média de mudança nos biomas da Terra de 1,2% ao ano (Balmford *et al.* 2002), requer estratégias urgentes para a preservação da biodiversidade.

Por outro lado, muitos esforços têm sido feitos em contraposição à crise de biodiversidade decorrente da ação antrópica na biosfera. Uma importante perspectiva de conservação em escala global foi delineada a partir da análise dos “pontos quentes de biodiversidade” (*biodiversity hotspots*), ou os biomas terrestres com grande endemismo de espécies vegetais e sujeitos a um elevado impacto humano (segundo Myers *et al.* 2000), com as maiores taxas de crescimento humano do planeta (Cincotta *et al.* 2000).

Além disso, os ecossistemas não funcionam como localidades isoladas, mas em conexão com outros ecossistemas e com a biosfera como um todo, e provavelmente muitas populações, comunidades e ecossistemas persistem em virtude dessas conexões (Maurer 1999). Brown (1995) postula que, a médio prazo, a aplicação das inferências macroecológicas poderão ser úteis para a compreensão das modificações nos recursos

naturais, o que poderá ser importante para a conservação de espécies e ecossistemas. Nesse contexto, a macroecologia, ou o estudo do uso dos recursos medidos para grandes grupos taxonômicos em grandes escalas de espaço (Brown e Maurer 1987), poderá fornecer esclarecimentos importantes para a preservação da biodiversidade de toda uma área, o que possivelmente resultará em perspectivas e táticas para a conservação, segundo um cenário de grandes escalas de espaço e tempo (Gaston e Blackburn 2003). Outra perspectiva, neste contexto das grandes escalas de espaço, foi o desenvolvimento da “Biogeografia da Conservação”, que se refere ao emprego de inferências provindas da biogeografia como forma de aplacar os problemas relacionados à crise de biodiversidade (Whittaker *et al.* 2005).

Segundo Prance (2006), as savanas tropicais e florestas secas são de particular interesse para os biogeógrafos, devido basicamente às suas histórias de oscilação ao longo de muitas mudanças climáticas no passado, assim como pelo significativo número de espécies endêmicas que elas abrigam. Todavia, estes biomas, que devem ser estudados em conjunto por constituírem ligações em mosaico (Gardner 2006, Silva *et al.* 2006), normalmente recebem pouca atenção científica e conservacionista em relação a outros biomas mais carismáticos, como por exemplo as florestas tropicais úmidas (Prance 2006).

De um modo geral, o Cerrado apresenta uma biodiversidade caracterizada por um grande endemismo de espécies, muitas das quais ainda permanecem pouco estudadas (Myers *et al.* 2000, Klink e Machado 2005). Entretanto, mais da metade dos seus 2 milhões de km² já foi transformado em pastagens e grandes latifúndios para a agricultura mecanizada nas últimas décadas (Klink e Moreira 2002, Klink e Machado 2005, Silva *et al.* 2006). E como as taxas de destruição das paisagens de Cerrado permanecem elevadas (Klink e Machado 2005), estima-se o desaparecimento do bioma até 2030 (Machado *et al.* 2004).

Entretanto, importantes esforços científicos e conservacionistas têm sido feitos para a preservação da biodiversidade natural do Cerrado, que foi inclusive classificado como um dos *hotspots* (Myers *et al.* 2000), devido ao seu acentuado endemismo de espécies, sobretudo vegetais, e atividade antrópica, respectivamente. A coletânea de estudos publicados em Oliveira e Marquis (2002) também consiste em importante fonte de conhecimentos e de conservação de vários aspectos concernentes às paisagens e biotas do Cerrado, de um modo geral. Em 2004, Brasília sediou o XIX encontro anual da Sociedade para a Biologia da Conservação, que resultou na publicação de relevantes trabalhos que destacam o Brasil como importante território para a conservação da biodiversidade Sul-Americana (Lovejoy 2005), destacando, entre outros aspectos, a conservação da Floresta Atlântica e do Cerrado, os dois *hotspots* brasileiros de biodiversidade (Brandon *et al.* 2005). Recentemente, o periódico *Journal of Biogeography* publicou uma edição especial sobre savanas tropicais e florestas secas, na qual alguns textos discorrem sobre a importância, o mosaicismos, e os atuais impactos ao Cerrado brasileiro (Prance 2006).

Com relação às aves, embora aparentemente esta linhagem seja menos vulnerável a extinção em relação a muitos outros taxa (Pimm *et al.* 1995, 2006), elas são de singular importância no que concerne a estratégias conservacionistas, e várias características deste grupo contribuem para isso, dentre as quais: a) são normalmente diurnas e de fácil observação; b) espécies florestais ou noturnas, de difícil visualização, podem ser identificadas pela vocalização; c) sua taxonomia e distribuição são relativamente bem conhecidas, em relação a outras linhagens animais; d) ocupam habitats distintos, sendo algumas espécies especialistas de habitat, reagindo facilmente às alterações ambientais (Stotz *et al.* 1996, Alves e Silva 2000). Uma vasta riqueza de aves é verificada na região Neotropical, que abriga cerca de 90 das aproximadamente 150 famílias pertencentes a esta linhagem, sendo que 28 destas famílias são restritas a mesma, de forma que em nenhuma

outra região zoogeográfica existe tamanha proximidade entre diversidade e endemismo para aves (Stotz *et al.* 1996). Por outro lado, estima-se que a avifauna brasileira seja constituída por cerca de 1700 espécies (Sick 1997), o que representa aproximadamente 57% da avifauna sul-americana (Marini e Garcia 2005). Mais de 10% destas espécies são endêmicas do Brasil, o que o torna um dos países mais importantes para investimentos conservacionistas (Sick 1997, Marini e Garcia 2005).

Embora o Cerrado possua um baixo endemismo de aves, estima-se uma riqueza de 837 espécies para o mesmo (Silva 1995), o que o caracteriza como o terceiro bioma brasileiro com maior número de espécies de aves (Marini e Garcia 2005). Apesar do pouco número de espécies endêmicas, verifica-se no Cerrado cerca de quatro importantes sub-áreas de endemismo, caracterizadas basicamente pela presença de espécies com áreas de distribuição menores ou iguais a 60 km² (Silva 1997). Cerca de 35 espécies pertencentes ao Cerrado são distintas em alguns dos níveis de extinção segundo a IUCN (2004). Assim, todos esses aspectos fazem com que, de certo modo, o estudo da avifauna do bioma Cerrado seja importante para o desenvolvimento de estratégias de conservação do mesmo.

O propósito deste trabalho foi avaliar importantes aspectos referentes à macroecologia de aves do Cerrado brasileiro, associando-os aos métodos de definir prioridades para a conservação, estando portanto inserido no contexto da recém-criada “biogeografia da conservação” (segundo Whittaker *et al.* 2005). De forma mais específica, os objetivos do trabalho foram:

- a) Avaliar padrões macroecológicos de área de distribuição geográfica e tamanho do corpo, incluindo a associação entre os tipos de habitats e o tamanho do corpo, a relação entre as distribuições geográficas das espécies no Cerrado e no

continente sul-americano, bem como as associações entre estas relações com as espécies distintas em categorias de extinção segundo IUCN (2004).

- b) Analisar padrões espaciais da riqueza de espécies com base em um procedimento de “deconstrução”, envolvendo as diferentes categorias de habitats florestais de Cerrado.
- c) Verificar os padrões espaciais de riqueza e endemismo das espécies, e como estes podem ser representados segundo os procedimentos de complementaridade e insubstituibilidade, gerando redes (com ou sem custos) que representem melhor as espécies estudadas.

A fim de atender os objetivos descritos acima, a presente tese foi estruturada em três capítulos distintos. No capítulo 1, intitulado *Macroecologia de aves do Cerrado brasileiro*, foi encontrada uma relação positiva e significativa entre o tamanho do corpo e a área de distribuição geográfica, tanto para a América do Sul quanto para o Cerrado. A relação entre as categorias de dependência de habitats florestais e tamanho do corpo evidenciou que, de um modo geral, as espécies pequenas geralmente dependem de habitats florestais, enquanto que as espécies de grande porte tendem a serem independentes de habitats florestais, o que coaduna com a hipótese de restrição às manobras (segundo Polo e Carrascal 1999). Com relação às áreas de distribuição geográfica, constatou-se que normalmente as espécies amplamente distribuídas no Cerrado também o são para todo o continente sul-americano. A análise da proporção da distribuição das espécies no Cerrado demonstrou basicamente que: a) a maioria das espécies possui baixo “endemismo” ao Cerrado; b) espécies independentes de habitats florestais possuem elevada proporção de suas distribuições no Cerrado, provavelmente devido às maiores extensões de fisionomias abertas neste bioma; c) espécies ameaçadas de extinção normalmente possuem elevada

proporção de sua distribuição no Cerrado, e em geral são independentes de habitats florestais.

O teste de todos os efeitos, embora tenha contribuído para a grande amplitude deste capítulo em relação aos demais, foi de fundamental importância para constatar a eficácia dos dados compilados. Além disso, a partir dos resultados obtidos, foram feitas importantes comparações com os campos da biogeografia histórica, e da conservação das espécies no bioma Cerrado.

No capítulo 2, intitulado *Uso do habitat e deconstrução dos padrões de riqueza das aves do Cerrado*, foi utilizado um procedimento de “deconstrução” (segundo Marquet *et al.* 2004), para analisar os padrões espaciais de riqueza das aves de Cerrado para cada uma das três categorias de dependência de habitats florestais segundo Silva (1995). Verificou-se que, apesar da riqueza total estar mais concentrada nas regiões sul e sudeste do bioma, estes padrões mudaram para as espécies semi-dependentes e dependentes de habitats florestais, demonstrando assim uma variação espacial na riqueza para estas categorias. As análises de Componentes Principais das Matrizes de Vizinhaça (*Principal Component of Neighbour Matrices*, segundo Borcard e Legendre 2002) demonstraram que a riqueza total de espécies pôde ser bem explicada apenas pela evapotranspiração anual e temperatura, o que reforça a idéia de que, em grandes escalas de espaço, a riqueza é conduzida segundo as dinâmicas de água-energia (Hawkins *et al.* 2003a,b). Entretanto, os padrões de riqueza para as espécies independentes de habitats florestais puderam ser relativamente bem explicados pelas variações climáticas consideradas, enquanto a umidade anual média foi a única variável significativa para a categoria dependente de habitats florestais, além da densidade populacional humana, que evidenciou um coeficiente negativo e baixo, embora significativo. Cerca de 95% da variação espacial na riqueza pôde ser explicada por estes efeitos agregados de estrutura geográfica e preditores ambientais.

Apesar dos estudos acima ainda necessitarem de investigações mais complexas, o procedimento de desconstrução demonstrou ser uma etapa inicial rumo a planos de conservação mais eficientes, assim como para um melhor discernimento dos padrões de riqueza, e de seus condutores ambientais.

No capítulo 3, intitulado *Biogeografia da Conservação das aves do Cerrado brasileiro*, foi obtida uma rede regional de áreas prioritárias para conservação composta por 16 células amplamente distribuídas no bioma, de acordo com o princípio da complementaridade (ou seja, representar todas as espécies ao menos uma vez, segundo Cabeza e Moilanen 2001), e incluindo os custos gerais da ação antrópica definidos por variáveis sócio-econômicas. Foram obtidos resultados importantes tanto para efeito de comparação com a biogeografia clássica, quanto para a sugestão de alternativas para futuros programas de conservação e pesquisa. A partir de um procedimento de aleatorização (segundo Rangel *et al.* 2004), foi constatado que uma rede de reservas estabelecidas apenas com base nas espécies endêmicas é pouco significativa para a preservação de todas as aves estudadas.

Para estudos futuros, foi recomendada a sugestão de Araújo (1999), ou um enfoque numa maior variedade de linhagens, inclusive as menos estudadas, e de menor área de distribuição geográfica, a partir das quais certamente serão obtidas redes de reservas mais representativas para o bioma.

Finalmente, algumas pessoas e instituições tiveram essencial participação no desenvolvimento do presente trabalho. Do Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese (LETS/UFG), os então graduandos Bruno de Souza Barreto e Guilherme de Oliveira (PIBIC/UFG) contribuíram para montar as planilhas com a área de distribuição geográfica das espécies, assim como para as análises nos programas SITES (Andelman *et al.* 1999) e

SAM (Rangel et al. 2006). A então pós-graduanda Miriam Plaza-Pinto também forneceu importante contribuição para as análises referentes ao estabelecimento de áreas prioritárias no capítulo 3. Importante ressaltar que todos estes colaboradores são co-autores em pelo menos um dos três manuscritos submetidos.

Além destes, o Professor Dr. José Hidasí facilitou o acesso ao acervo bibliográfico da Fundação Museu de Ornitologia de Goiânia (FMOG), o que foi essencial para a compilação dos dados de área de distribuição geográfica e tamanho do corpo das espécies estudadas.

O analista de sistemas Fábio Lucas Faleiro Naves (Faculdade Evangélica de Anápolis), contribuiu com diversos auxílios referentes ao processamento dos dados para as análises, instalação de programas e confecção do corpo geral da tese.

Com relação ao patrocínio, o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), concedeu uma bolsa de doutorado ao autor (proc. n. 141040/03-3) durante os primeiros anos de curso. De um modo geral, esse trabalho esteve inserido no projeto “Áreas prioritárias para conservação da Biodiversidade no Cerrado e em Goiás”, apoiado dentro do programa PRONEX (proc. CNPq / SECTEC-GO).

Referências

Alves, M. A. S. e Silva, J. M. C. (2000). A Ornitologia no Brasil: Desenvolvimento, Tendências Atuais e Perspectivas. *In*: Alves, M. A. S., Silva J. M. C, Van Sluys, M., Bergallo, H. G., Rocha, C. F. D. (eds.). **A ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas**. Rio de Janeiro. Editora da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 327-344p.

- Andelman, S., Ball, I., Davis, F. e Stoms, D. (1999). SITES v. 1.0, An analytical toolbox for designing ecoregional conservation portfolios. **Technical report, The Nature Conservancy**. <http://www.biogeog.ucsb.edu/projects/tnc/toolbox.html>
- Araújo, M. B. (1999). Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. **Diversity and Distributions** 5: 151-163.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, Farber, R. S., Green, R. E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, Munro, J., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K., and Turner, R. K. (2002). Economic reasons for conserving wild nature. **Science** 297: 950–953.
- Borcard, D. e Legendre, P. (2002). All-scale spatial analyses of ecological data by means of principal coordinate of neighbour matrices. **Ecological modeling** 153: 51-68.
- Brandon, K., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B. e Silva, J. M. C. (2005). Challenges and opportunities in Brazilian conservation. **Conservation Biology** 19(5): 595-600.
- Brown, J. H. e Maurer, B. (1987). Evolution of species assemblages: effects of energetic constraints and species dynamics on the diversification of North American Avifauna. **American Naturalist** 130: 1-17.
- Brown, J. H. (1995). **Macroecology**. Chicago. The University of Chicago Press, 269 p.
- Cabeza, M. e Moilanen, A. (2001). Design of reserve network and the persistence of biodiversity. **Trends in Ecology and Evolution** 16: 242–248.
- Cincotta, R. P., Wisnewski, J. e Engelman, R. (2000). Human population in the biodiversity hotspots. **Nature** 404 (27): 990-992.
- Gardner, T. A. (2006). Tree-grass coexistence in the Brazilian Cerrado: demographic consequences of environmental instability. **Journal of Biogeography** 33: 448-463.

- Gaston, K. J. e Blackburn, T. M. (2003). Macroecology and conservation biology. *In:* Blackburn, T. M. e Gaston, K. J. (eds.). **Macroecology: concepts and Consequences**. Oxford. Blackwell Science, 345-367p.
- Hawkins, B. A., Porter, E. E. e Diniz-Filho, J. A. F. (2003a). Productivity and history of predictors of latitudinal diversity gradient. **Ecology** 84: 1608-1623.
- Hawkins, B. A., Field, R., Cornell, H. V., Currie, D. J., Guegan, J. F., Kaufman, D. M., Kerr, J. T., Mittelbach, G. G., Obedorff, T., O'Brien, E. M., Porter, E. E. e Turner, J. R. G. (2003b). Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology** 84: 3105-3117.
- IUCN: International Union for Conservation of Nature. (2004). **Red list of threatened species**. www.redlist.org.
- Klink, C. A. e Moreira, A. G. (2002). Past and current human occupation, and land use. *In:* Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna**. New York, Columbia University Press, 69-88p.
- Klink, C. A. e Machado, R. B. (2005). Conservation of Brazilian Cerrado. **Conservation Biology** 19(5): 707-713.
- Lovejoy, T. E. (2005). Spotlight on Brazil. **Conservation Biology** 19(5): 587-588.
- Machado, R. B., Ramos-Neto, M. B., Pereira, P. G. P., Caldas, E. F., Gonçalves, D. A., Santos, N. S., Tabor, K. e Steininger, M. (2004). **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro**. Estudo técnico não publicado. Brasília, Brasil. Conservation International.
- Marini, M. A. e Garcia, F. I. (2005). Bird Conservation in Brazil. **Conservation Biology** 19(5): 665-671.
- Marquet, P. A., Fernández, M., Navarrete, S. A. e Valdovinos, C. (2004). Diversity emerging: toward a deconstruction of biodiversity patterns. *In:* Lomolino, M. e Heaney

- L. R. (eds.). **Frontiers of biogeography: new directions in the geography of nature**. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Massachusetts, 191-209p.
- Maurer, B. A. (1999). **Untangling Ecological Complexity: the macroscopic perspective**. Chicago. University of Chicago Press, 251p.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., e Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858.
- Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, Columbia University Press, 398p.
- Pimm, S. L., Russell, G. L., Gittleman, J. L. e Brooks, T. M. (1995). The future of biodiversity. **Science** 269: 347-350.
- Pimm, S. L., Raven, P., Peterson, A., Sekercioglu, C. H., Ehrlich, P. H. (2006). Human impacts on the rates of recent, present, and future bird extinctions. **Proceedings of National Academy of Sciences, USA** 103(29): 10941-10946
- Polo, V. e Carrascal, L. M. (1999). Shaping the body mass distribution of Passeriforms: habitat use and body mass are evolutionary and ecologically related. **Journal of Animal Ecology** 68: 324-337.
- Prance, G. T. (2006). Tropical savannas and seasonally dry forests: an introduction. **Journal of Biogeography** 33: 385-386.
- Rangel, T. F. L. V. B., Pinto, M. P., Diniz-Filho, J. A. F. e Bini, L. M. (2004). Avaliação da eficiência de unidades de conservação através de teste de aleatorização. *In: Anais IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Fundação “O Boticário” de Proteção à Natureza. Curitiba, Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, 161-168p.
- Rangel, T. F. L. V. B., Diniz-Filho, J. A. F. e Bini, L. M. (2006). Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. **Global Ecology and Biogeography**, 15 (no prelo).

- Rangel, T. F. L. V. B., Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Pinto, M. P., Carvalho, P., Bastos, R. P. (no prelo). Human development and biodiversity conservation in Brazilian Cerrado. **Applied Geography**.
- Royal Society (2003). **Measuring Biodiversity for Conservation**. Policy document 11/03. <http://www.royalsoc.ac.uk/document.asp?id=1474>
- Sick, H. (1997). **Ornitologia Brasileira (2ª. edição)**. Rio de Janeiro. Editora Nova Fronteira, 912p.
- Silva, J. M. C. (1995). Birds of the Cerrado region, South America. **Steenstrupia** **21**: 69-92.
- Silva, J. M. C. (1997). Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. **Biodiversity and Conservation** **6**: 435-450.
- Silva, J. F., Fariñas, M. R., Felfili, J. M. e Klink, C. A. (2006). Spatial heterogeneity, land use and conservation in the Cerrado region of Brazil. **Journal of Biogeography** **33**: 536-548.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., Moskovits, D. K. (1996). **Neotropical Birds: Ecology and Conservation**. Chicago and London. The University of Chicago Press, 478p.
- Vitousek, P. M., Mooney, H., Lubchenco, A. e Melillo, J. M. (1997). Human domination of earth's ecosystems. **Science** **277**:494–499.
- Whittaker, R. J., Araújo, M. B., Paul, J., Ladle, R. J., Watson, J. E. M., Willis, K. J. (2005). Conservation biogeography: assessment and prospect. **Diversity and Distributions** **11**: 3-23.

**Capítulo I. *Macroecologia de aves do Cerrado
brasileiro.***

Resumo

Neste trabalho foram analisados os padrões macroecológicos de 751 espécies de aves que se reproduzem no Cerrado, enfocando a relação entre tamanho do corpo e área de distribuição geográfica (para a América do Sul e o Cerrado, respectivamente), a relação entre a dependência das espécies a habitats florestais e o tamanho do corpo, o nível de ameaça na lista da IUCN, o padrão de distribuição das espécies na América do Sul e no Cerrado, bem como a proporção da área de distribuição das espécies do Cerrado em relação à sua área na América do Sul, obtidos a partir de dados da literatura. Foi encontrada uma relação positiva entre tamanho do corpo e as áreas de distribuição geográfica no Cerrado e na América do Sul, seguindo um padrão poligonal de restrições ecológico/evolutivas. O efeito da dependência de habitats florestais e tamanho do corpo demonstrou que normalmente as espécies de grande porte independem de habitats florestais, enquanto que as espécies pequenas geralmente dependem de habitats florestais, corroborando a hipótese das restrições às manobras. A relação entre as áreas de distribuição geográfica evidenciou que, normalmente, espécies amplamente distribuídas no Cerrado também possuem ampla distribuição na América do Sul, o que provavelmente relaciona-se à conexão histórica do Cerrado com as florestas Amazônica e Atlântica. A partir da análise dessa proporção, verificou-se que: a) a maioria das espécies apresenta baixo endemismo ao Cerrado; b) espécies independentes de habitats florestais possuem elevada proporção da sua distribuição no Cerrado, o que provavelmente relaciona-se às maiores extensões de fisionomias abertas no bioma; c) em geral, as espécies consideradas ameaçadas de extinção também apresentam elevada proporção de sua distribuição no

Cerrado e são independentes de habitats florestais, devido provavelmente à maior ação antrópica nessas fisionomias abertas.

Palavras-chave: Macroecologia, aves do “Cerrado”, relação distribuição geográfica-tamanho do corpo, hipótese da restrição das manobras, proporção da área de distribuição geográfica, uso de habitats.

Abstract

Macroecology of birds in Brazilian Cerrado. Macroecological patterns of 751 breeding bird species from continuous area of Cerrado region were analysed based on literature data, focused on the range size and body size patterns (for South America and Cerrado Region, respectively), the relationship between species dependence to the forest habitats and body size, the threat level of the species according to IUCN and the proportion South American range of species in relation to Cerrado range. There was a positive relationship between body size and range size, as a constraint ecological/evolutionary polygon. The effect of forest habitat dependence and body size showed that, as a general rule, large species are forest independent habitats, and smaller species are forest dependent habitats, according to the complexity-manoeuvrability constraints hypothesis. The species that have wide ranges in Cerrado are also widely distributed in South America, and probable this is due to Amazonic and Atlantic forest connections. The species range proportion demonstrate that: a) the most of species have little “endemism” level to Cerrado; b) as a general rule, forest independent species have a large proportion, probable because to the largest area covered by open physiognomies in Cerrado; c) the most threatened species are found in forest independent habitats and have a large proportion of their ranges in Cerrado, probable because to the more intense human impacts on these open physiognomies.

Key words. Macroecology, “Cerrado” birds, range size and body size relationships, complexity/manoeuvrability constraints hypothesis, habitat use.

Introdução

A Macroecologia tem como principal objetivo compreender a partição do espaço físico/geográfico e dos recursos entre os organismos pela derivação dos modelos empíricos de correlação entre as variáveis ecológicas, tais como o tamanho do corpo, a densidade populacional e a área de distribuição ecológica, medidas em grandes grupos taxonômicos e escalas continentais, respectivamente (Brown e Maurer 1987, 1989, Brown 1995; Maurer 1999, Sant'Anna e Diniz-Filho 1999, Gaston e Blackburn 2001, Valgas *et al.* 2003, Torres e Diniz-filho 2004). A macroecologia difere da ecologia de comunidades “clássica” devido à maior ênfase na observação de padrões empíricos do que em manipulações experimentais, sendo por isso considerada mais indutiva em relação à ecologia baseada em experimentos ou no ajuste de modelos teóricos (Brown 1995). A análise de variáveis macroecológicas, tais como o tamanho do corpo, área de distribuição geográfica e densidade populacional das espécies, medidas em grandes grupos taxonômicos e grandes escalas espaciais, pode evidenciar importantes processos ecológicos e evolutivos para a estruturação das comunidades (Ricklefs e Schluter 1993, Brown 1995).

A relação positiva entre o tamanho do corpo e a área de distribuição geográfica das espécies tem sido amplamente discutida para diferentes linhagens, geralmente em escalas continentais (Brown e Maurer 1987, 1989, Gaston e Lawton 1988 a, b, Taylor e Gotelli, 1994, Gaston e Blackburn 1996b, Diniz-Filho e Fowler 1998, Pyron 1999). Vieira e Diniz-Filho (2000) verificaram esta relação para mamíferos neotropicais no Cerrado brasileiro. Uma interpretação desta correlação positiva ressalta que espécies de grande porte em geral possuem uma ampla área de distribuição e baixas densidades populacionais (Brown 1981). Conseqüentemente, uma espécie de grande porte que apresentasse uma pequena área de

distribuição geográfica poderia ter uma elevada probabilidade de extinção, tendo em vista o reduzido número de indivíduos na sua população total (Brown e Maurer, 1987). Por outro lado, espécies de pequeno porte podem ser mais vulneráveis a flutuações populacionais independentes da densidade e, portanto, a extinção diferencial (ou contração da área de distribuição) das espécies de pequeno porte deve também gerar a correlação negativa entre tamanho da área de distribuição e tamanho do corpo (Gaston 1990, Gotelli e Graves 1996).

Um hábitat pode ser considerado como um mosaico de diferentes substratos vegetais, que definem o nicho espacial das espécies, segundo restrições ecomorfológicas de locomoção e necessidade de recursos alimentares (Hutchinson 1959, MacArthur 1972, Robinson e Holmes 1982). Formações estruturais complexas, como florestas primárias, oferecem uma variedade de diferentes unidades estruturais (tais como folhagem e ramificações), em relação a hábitats menos complexos, como campos. Considerando restrições nas manobras, estes hábitats complexos são explorados por organismos de pequeno porte (Miles e Ricklefs 1984, Gustafsson 1988, Carrascal *et al.* 1990, Suhonen *et al.* 1994, Telleria e Carrascal 1994, With 1994), e a quantidade de novas possibilidades de nicho espacial em hábitats estruturalmente mais complexos poderia aumentar com a maior disponibilidade de nichos para espécies pequenas. Assim, a complexidade estrutural poderia atuar como um filtro seletivo, favorecendo o estabelecimento de espécies pequenas em hábitats mais complexos (hipótese do efeito da complexidade do hábitat nas manobras, segundo Polo e Carrascal, 1999).

De um modo geral, estudos macroecológicos das relações que envolvam variáveis como o tamanho do corpo de determinadas linhagens ignoram os efeitos da estrutura do hábitat para a mesma. Se os organismos usufruem do ambiente de modo proporcional aos seus tamanhos do corpo (With 1994, Wiens *et al.* 1995), então a estrutura do hábitat

poderia ser importante para determinar o padrão de distribuição geográfica das espécies, segundo suas classes de tamanho. Assim, alguns estudos evidenciam uma relação entre preferência de habitats das espécies com seus tamanhos corporais (Gunnarson 1992, Tellería e Carrascal 1994, Dixon *et al.* 1995). Além disso, alguns autores sugerem que a complexidade dos habitats pode afetar a forma da distribuição do tamanho do corpo, especialmente para explicar uma assimetria à direita (Gunnarson 1990, 1992, Dixon *et al.* 1995). Uma função negativa para a direita rumo a habitats com vegetação densa e alta sugere que habitats mais complexos podem ter uma maior proporção de espécies de pequeno porte, em relação a outros estruturalmente mais simples (Polo e Carrascal 1999). Entretanto, estas hipóteses não podem ser estendidas para todas as classes de tamanho, uma vez que espécies muito pequenas poderiam afetar esta distribuição (Loder *et al.* 1997).

A área de distribuição geográfica das espécies é uma importante variável para estudos relacionados a macroecologia, biogeografia e biologia da conservação. Assim, as características das espécies em quaisquer escala representam o resultado de interações ecológicas e mudanças evolutivas entre populações, assim como a origem e a extinção das espécies. Em grandes escalas, as relações entre as espécies com o ambiente são amplamente influenciadas pela dinâmica das mudanças evolutivas intra e interespecíficas, respectivamente. Em pequenas escalas, por outro lado, as interações com seu ambiente são mediadas pela dinâmica das suas populações locais e por uma predominância, em alguns casos, de processos estocásticos (Brown e Maurer, 1987). Willis e Whittaker (2002) ressaltam aspecto similar para a relação entre as escalas espacial e a riqueza de espécies, respectivamente. Entretanto, padrões locais e regionais que influenciam nos fatores ecológicos e evolutivos entre populações não são independentes, podendo ser compreendidos apenas no contexto regional (Ricklefs 1987, Ricklefs e Schluter 1993, Gaston e Blackburn 1996). Com relação à biogeografia histórica, esforços têm sido

concentrados nos efeitos da fragmentação da área de distribuição ancestral (Humphries e Parenti 1986, Humphries 1992) e nos estudos que envolvam intercâmbios ecológicos entre biotas (Silva 1996).

A maior, mais rica e provavelmente a mais ameaçada das savanas tropicais é o Cerrado (Silva e Bates 2002), que ocupa uma área de 1,7 a 1,9 milhões de km² no Brasil Central, estendendo-se em penínsulas e enclaves disjuntos para o Chaco, Caatinga e para as Florestas Amazônica e Atlântica (Eiten 1993, Ab'Saber 2003). Em geral, as paisagens de Cerrado são constituídas por mosaicos de diferentes fisionomias vegetais (Eiten 1993, Oliveira-Filho e Ratter 2002). Estas paisagens contêm uma rica avifauna, constituída por cerca de 837 espécies de aves, a maioria das quais reproduzem-se neste bioma (Silva 1995b).

O Cerrado tem sofrido significativo impacto antrópico desde a década de 1950, com a mecanização da agricultura e a construção de rodovias no Brasil Central (Cavalcanti 1999, Fearnside 2001, Klink e Moreira 2002). Estima-se que 67% a 80% do presente bioma já tenha sido degradado para uso humano (Myers *et al.* 2000, Cavalcanti e Joly 2002). Em função disso, muitas espécies de aves provavelmente estão sendo comprometidas pela destruição de seus habitats naturais (Rocha *et al.* 1993, Silva 1995c, 1998, 1999, Cavalcanti 1999, Tubelis e Cavalcanti 2000, Tubelis *et al.* 2004). Nesse contexto, o presente trabalho tem os seguintes objetivos: a) analisar a relação entre área de distribuição geográfica e tamanho do corpo para as espécies de aves que se reproduzem no bioma Cerrado, para as escalas continental (considerando a América do Sul), e regional (abrangendo apenas o bioma Cerrado), respectivamente; b) Verificar se a associação a habitats florestais de Cerrado está relacionada significativamente ao tamanho do corpo destas espécies; c) avaliar se, de um modo geral, as espécies amplamente distribuídas no Cerrado também o são para o continente sul-americano; d) testar se existem relações entre

esta proporção das distribuições geográficas com a associação a habitats florestais de Cerrado e com as categorias de risco de extinção das espécies (segundo IUCN 2004).

Material e métodos

Dados básicos. As análises foram limitadas às 751 espécies de aves que se reproduzem na área contínua de Cerrado (figura 1) segundo Silva (1995b), com atualizações e acréscimos referentes ao *status* reprodutivo e área de distribuição geográfica provenientes da literatura primária (ver Apêndice I e II para maiores detalhes). Foram consideradas apenas as espécies com situação taxonômica definida e, portanto, *Chamaeza sp.* Vigors 1825, e *Celeus elegans x lugubris* Boie 1831, foram excluídas da matriz de dados. *Suiriri islerorum*, espécie endêmica recentemente descrita para o bioma Cerrado (Zimmer *et al.*, 2001) não foi acrescida às análises, já que ainda não existem documentações significativas sobre a reprodução da espécie na área de estudo.



Figura 1. Área contínua do bioma Cerrado na América do Sul.

Os dados de tamanho do corpo, em centímetros, para cada espécie, foram obtidos da literatura (Ridgely e Tudor, 1989, 1994, del Hoyo *et al.* 1992, 1994, 1996, 1997, 1999, 2001, 2002, Sick 1997, Junniper e Parr 1998, Isler e Isler 1999). O tamanho de *Synallaxis*

simoni Hellmayr 1907, cujos dados morfométricos não encontram-se na literatura, foi estimado a partir da média aritmética das demais espécies do gênero *Synallaxis* Vieillot 1818 descritas na América do Sul (MÉDIA = $16 \pm 1,3$ cm; N = 27), segundo Ridgely e Tudor (1994).

A área de distribuição geográfica de cada espécie foi obtida a partir da literatura (Ridgely e Tudor 1989, 1994, del Hoyo *et al.* 1992, 1994, 1996, 1997, 1999, 2001, 2002, Junniper e Parr 1998, Isler e Isler 1999). Os mapas das áreas de distribuição geográfica de todas as espécies encontram-se depositados no Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese (LETS/UFG). Estas distribuições foram expressas em km², e compiladas em dois diferentes mapas quadriculados: a) o primeiro abrange toda a extensão continental da América do Sul (escala = 1:40.000.000), sendo constituído por cerca de 374 quadrículas de 220 km de lado (48400 km²); b) o segundo compreende toda a área contínua do bioma Cerrado (Brasil 1999), a qual foi coberta por uma malha constituída por 181 quadrículas com resolução de 1^o de latitude/longitude, portanto com cerca de 111 km de lado (12321 km²). Os dados de tamanho do corpo e área de distribuição geográfica foram logaritmizados, de forma a normalizar as distribuições estatísticas e homogeneizar as variâncias.

Para avaliar a influência da complexidade estrutural dos habitats, as espécies também foram distintas em três diferentes categorias de dependência de habitats florestais de Cerrado, com base em Silva (1995b):

1. Independentes. Espécies que ocorrem em vegetações abertas como brejos, campos e cerrado *sensu stricto*;

2. Semi-dependentes. Espécies que ocorrem tanto em vegetações abertas quanto florestais;

3. Dependentes. Espécies que normalmente são registradas em habitats florestais, como *cerradão*, florestas de galeria e florestas secas.

Trinta e cinco espécies da lista foram discriminadas segundo uma das quatro categorias básicas estabelecidas na lista de espécies ameaçadas de extinção (IUCN, 2004 – ver www.redlist.org): espécies próximas ao risco de extinção (NT, 19 spp.); espécies vulneráveis (VU, 10 spp.); espécies em estado crítico (CR, 3 spp.) e espécies próximas à extinção (EN, 3 spp.). As demais espécies foram consideradas como livres do risco de extinção (OUT).

Foram analisadas as distribuições de frequência do tamanho do corpo e da área de distribuição geográfica (para a América do Sul e Cerrado). Considerando que problemas são apontados com relação ao ajuste de padrões de distribuição via inspeção visual, foi utilizado o teste de Lilliefors, que testa o ajuste da distribuição analisada contra a distribuição normal esperada (Tokeshi 1993).

Tamanho do corpo, área de distribuição geográfica e dependência de habitats florestais. Inicialmente, foi avaliada a relação entre o tamanho do corpo e área de distribuição geográfica das espécies, na América do Sul e no Cerrado brasileiro. Foi avaliada também a correlação entre essas duas medidas de distribuição geográfica. O objetivo básico destas análises foi verificar o efeito da escala espacial continental e regional, respectivamente, sobre a relação entre distribuição geográfica e tamanho do corpo (Gaston e Blackburn, 1996b).

Essas análises foram importantes para verificar a existência de um envelope de restrição (Brown e Maurer 1987). Embora haja uma significativa variação intraespecífica no tamanho das espécies, em estudos macroecológicos essas variações tornam-se desprezíveis, sobretudo quando são comparadas espécies que abrangem várias ordens de

magnitude de tamanho (Blackburn e Gaston 1998). Assim, pequenas diferenças nos valores utilizados para o tamanho das espécies não devem afetar significativamente as conclusões do presente trabalho. Foi utilizada uma correlação linear (Zar 1999), para checar a relação entre as variáveis, de modo a constatar se a área de distribuição geográfica das espécies é função de seus respectivos tamanhos corporais.

Estes efeitos em escalas espacial e regional para a relação entre tamanho do corpo e área de distribuição geográfica também foram testados por procedimentos de aleatorização, a fim de checar a existência dos envelopes de restrição, utilizando o programa ECOSIM 7.72 (Gotelli e Entsminger 2005). O envelope foi gerado ligando-se as variáveis **T**_{min}, **D**_{min} (sendo **T** e **D** o tamanho do corpo e a área de distribuição geográfica, respectivamente), às coordenadas **T**_{min}, **D**_{max} e **T**_{max}, **D**_{max}, sendo **D**_{max} o valor máximo de tamanho do corpo (figura 2). Após o estabelecimento da forma básica do envelope, o teste foi feito de acordo com a contagem de quantas espécies situam-se na região interior do envelope (NV). Esse valor de NV foi posteriormente comparado a uma distribuição nula dos valores de NV, obtidos após a aleatorização dos dados de tamanho do corpo e área de distribuição geográfica. Este teste foi efetuado com 50.000 aleatorizações, para medir o grau de aderência das espécies no espaço bivariado ao padrão inicialmente estabelecido para o envelope triangular.

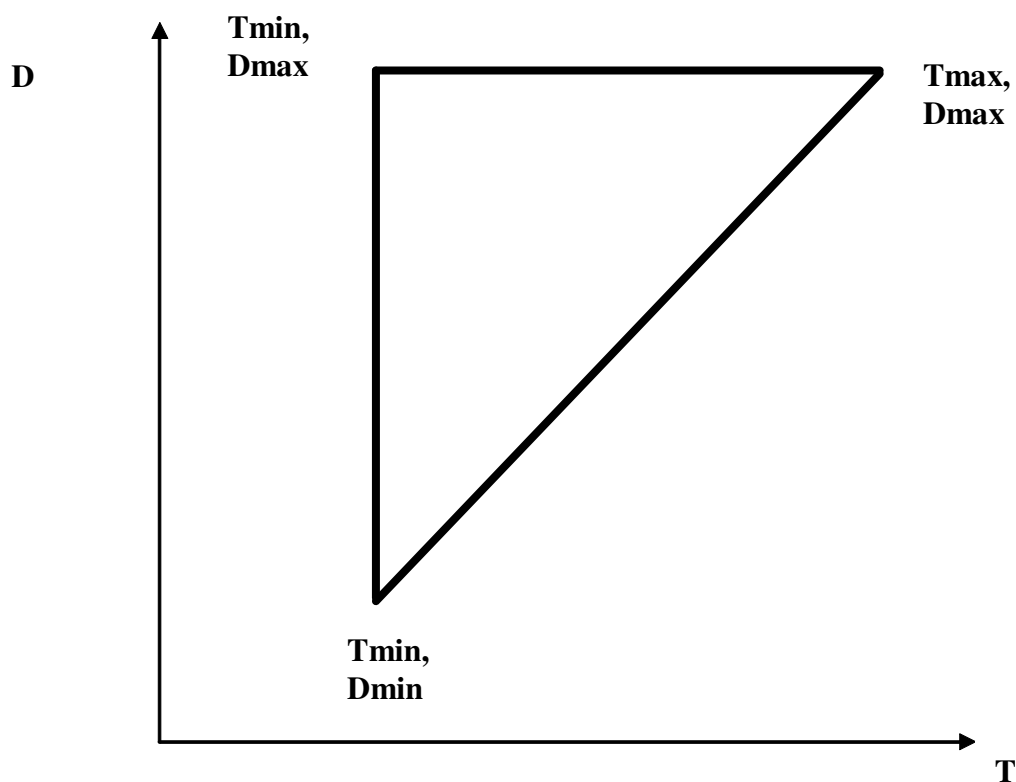


Figura 2. Envelope de restrição triangular de tamanho do corpo (**T**) e área de distribuição geográfica (**D**), segundo o programa ECOSIM 7.72 de Gotelli e Entsminger (2005), sendo **min** e **max** os valores mínimo e máximo para cada extremidade do triângulo, respectivamente.

Os dados logaritmizados de tamanho do corpo foram associados aos de dependência de habitats florestais, de forma a verificar se, a princípio, existe uma relação entre estas variáveis. Uma análise de variância (ANOVA) foi utilizada para verificar se existem diferenças significativas no tamanho entre as espécies para as três diferentes categorias de dependência de habitats florestais.

Proporção das áreas de distribuição geográfica do Cerrado na América do Sul (**Pc**). Utilizou-se o índice de proporção das espécies ao Cerrado (**Pc**), expresso pela relação:

$$\mathbf{Pc}_i = \mathbf{Dc}_i/\mathbf{Da}_i$$

Sendo **Dc_i** e **Da_i** os valores expressos em quilômetros quadrados (km²) das áreas de distribuição geográfica da *i*-ésima espécie no Cerrado e na América do Sul, respectivamente. Esta proporção consiste em uma forma quantitativa para medir a endemidade das espécies ao Cerrado, de modo que valores de **Pc** próximos a 1,0 indicam espécies cuja maior parte de sua área de distribuição encontra-se no Cerrado, enquanto valores próximos a zero indicam espécies cujas áreas de distribuição estão em baixa proporção no Cerrado. Os dados de **Pc** e de dependência de habitats florestais foram analisados de modo a verificar se inicialmente existe uma relação entre o nível de endemidade das espécies no Cerrado com o uso do habitat, também utilizando-se uma análise de variância (ANOVA).

Os valores de **Pc** e categoria de espécies ameaçadas (segundo IUCN 2004) foram também associados, de modo a verificar o grau de endemidade das espécies ameaçadas de extinção, por meio de uma análise de variância (ANOVA). Procurou-se verificar se há uma relação entre as espécies ameaçadas com as categorias de dependência de habitats florestais. Finalmente, verificou-se qual a proporção de espécies endêmicas (**Pc**= 1,0) encontra-se ameaçada, segundo os diferentes níveis da IUCN (2004).

Resultados.

Distribuições de frequência. As variáveis logaritmizadas de tamanho do corpo e área de distribuição geográfica para a América do Sul e o Cerrado apresentaram uma distribuição assimétrica. Os dados de tamanho do corpo apresentaram uma assimetria para a direita (figura 3A), o que de fato já era esperado para essa variável (Brown 1995). Uma assimetria para a esquerda foi observada nos dados de distribuição geográfica, tanto para a América do Sul (figura 3B) quanto para o Cerrado (figura 3C), o que evidencia uma tendência a um maior número de áreas grandes de distribuição geográfica, em escala logaritmica. Nenhuma das três distribuições evidenciou ajuste satisfatório para a distribuição normal (Teste de Lilliefors, $P < 0,01$).

Tamanho do corpo, área de distribuição geográfica e dependência de habitats florestais. A relação entre a área de distribuição geográfica na América do Sul e o tamanho do corpo das espécies mostra um envelope de restrição (figura 4A), embora ela seja dependente de algumas poucas espécies com área de distribuição e tamanhos corpóreos pequenos. A correlação linear entre estas variáveis foi positiva e estatisticamente significativa ($r = 0,25$, $P < 0,01$). A relação em envelope foi confirmada pelo modelo nulo proposto por Gotelli e Entsminger (2005), uma vez que, de um total de 751 espécies analisadas, 734 encontram-se dentro do envelope de restrição proposto pelo ECOSIM. A chance de se obter esta proporção de espécies ao acaso dentro do envelope, após 50.000 aleatorizações dos dados originais, foi igual a 0,05.

A relação entre a área de distribuição geográfica no Cerrado com o tamanho do corpo assume mais claramente o modelo de Brown e Maurer (1987), apresentando a forma de um envelope de restrição triangular, onde a área de distribuição mínima relaciona-se positivamente com o tamanho do corpo (figura 4B). A correlação para estas variáveis também foi positiva ($r = 0,23$, $P < 0,01$). Esta relação também foi confirmada pelo ECOSIM

7.72 (Gotelli e Entsmiger 2005), onde 737 das 751 espécies estudadas permaneceram dentro do envelope de restrição, sendo menor do que 0,005 a probabilidade de se obter esta frequência de espécies no envelope ao acaso, após 50.000 aleatorizações.

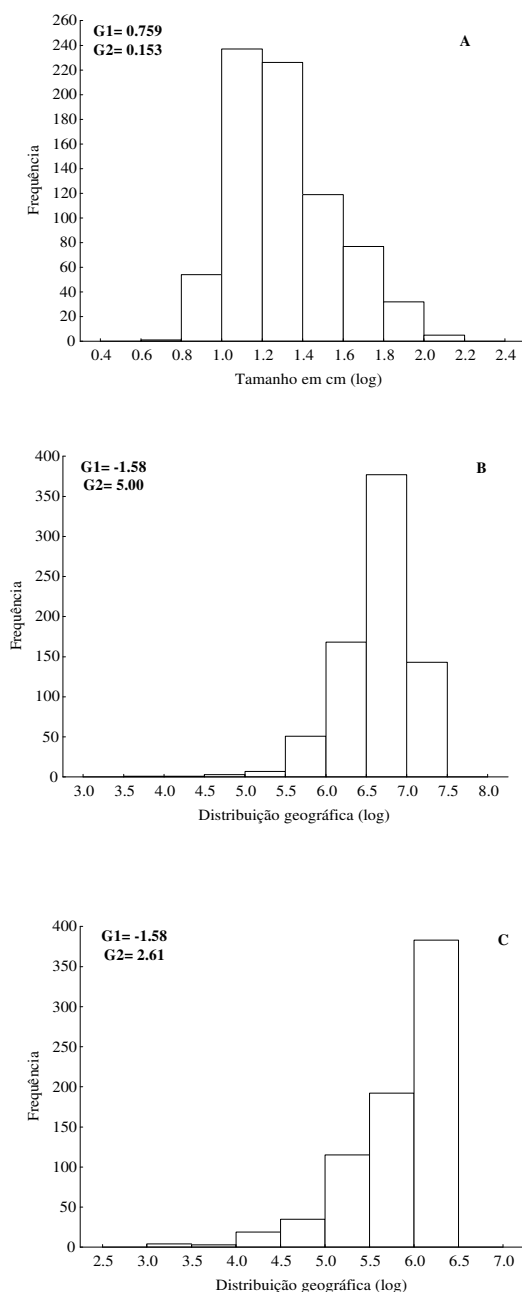


Figura 3. Distribuição de frequência para os dados logaritmizados de tamanho do corpo (A), área de distribuição geográfica em km² na América do Sul (B) e no Cerrado (C), para as 751 espécies de aves que se reproduzem no Cerrado brasileiro.

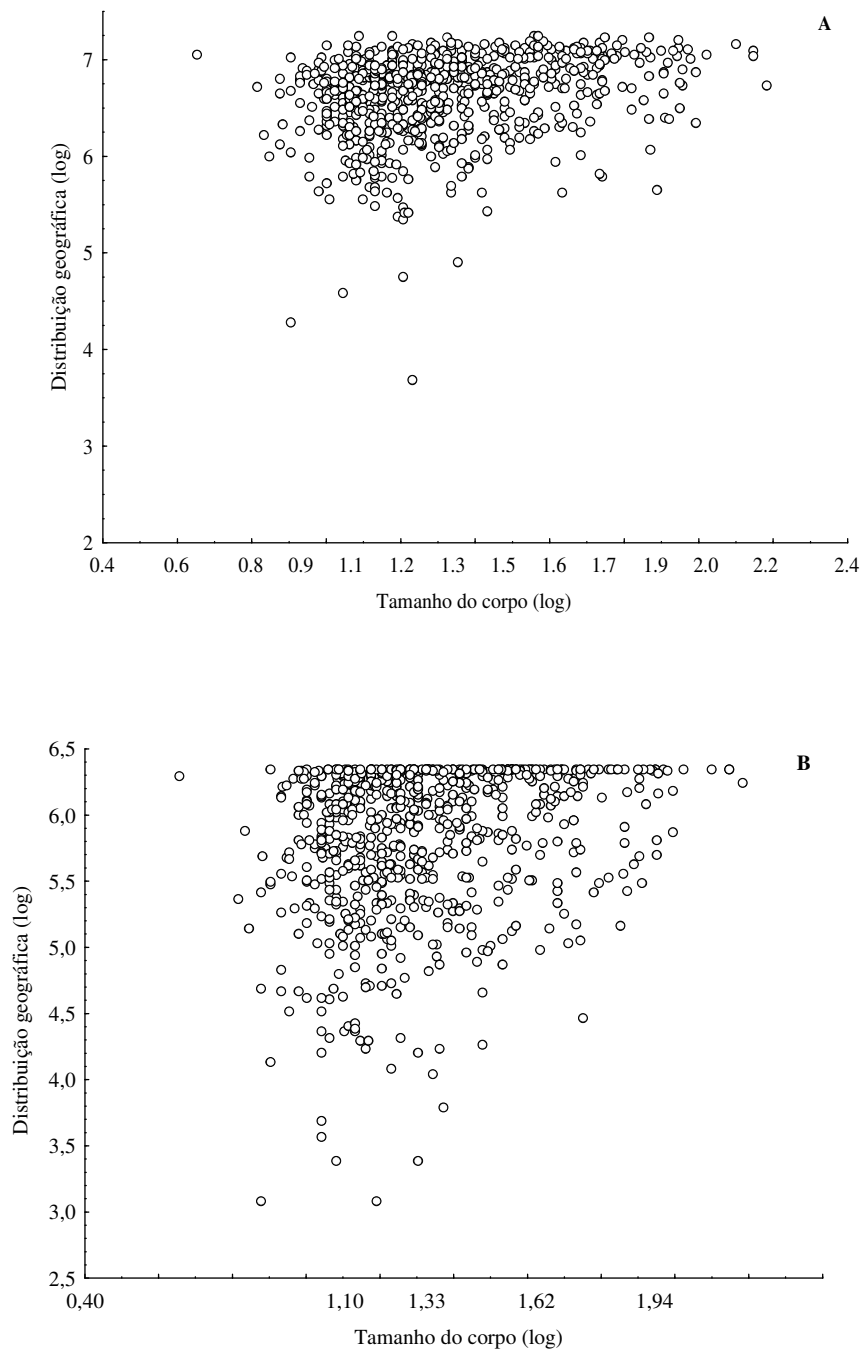


Figura 4. Relação entre as variáveis logaritmizadas de área de distribuição geográfica e tamanho do corpo para a América do Sul (A) e o Cerrado (B), para as 751 espécies de aves que se reproduzem no Cerrado brasileiro.

A similaridade dos envelopes relacionando tamanho do corpo e área de distribuição é esperada, uma vez que há também um envelope de restrição poligonal, que foi evidenciado para a relação entre as áreas de distribuição geográfica no Cerrado e na América do Sul (figura 5). A correlação para estas variáveis foi positiva e significativa ($r = 0,570$, $P < 0,001$), demonstrando que as espécies amplamente distribuídas no Cerrado, de um modo geral, também apresentam distribuição ampla na América do Sul.

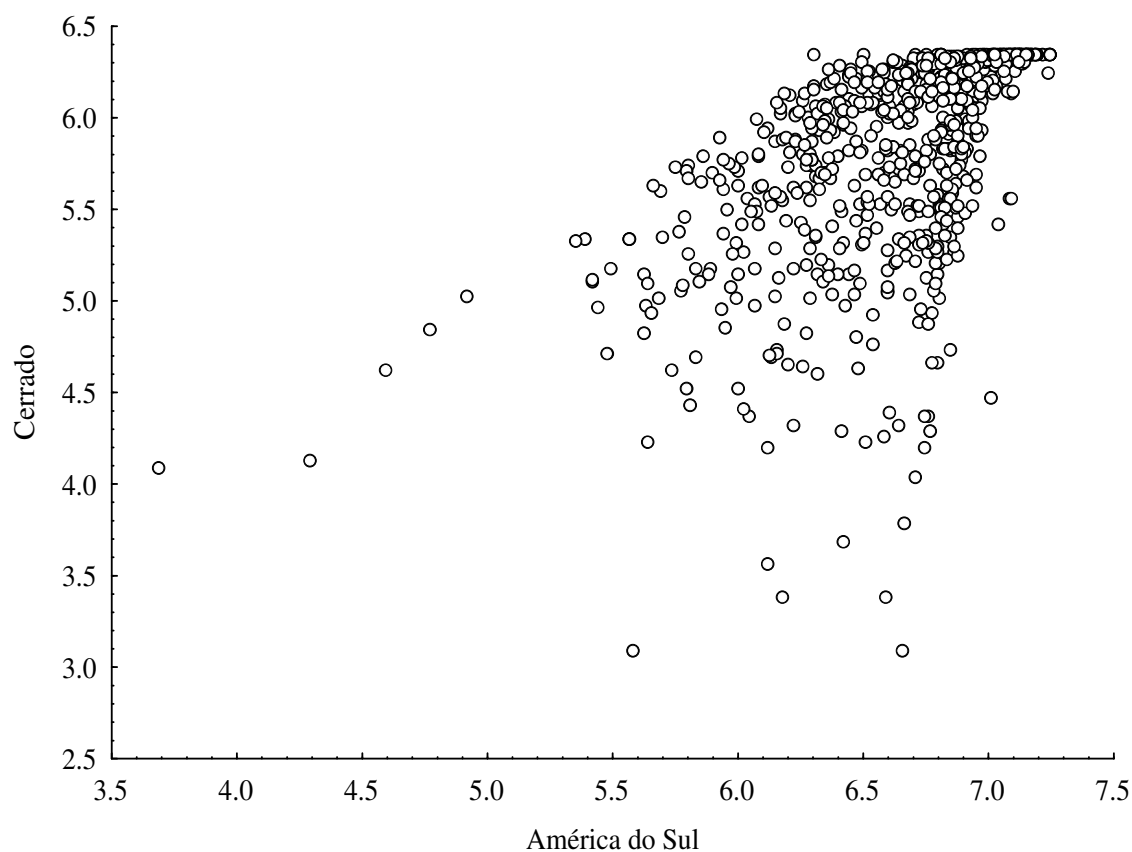


Figura 5. Relação entre as variáveis logaritmizadas da área de distribuição no Cerrado e na América do Sul.

A análise de variância demonstrou que a hipótese nula foi rejeitada para a relação entre o tamanho do corpo e as categorias de dependência de habitats florestais ($F_{(2, 748)} =$

14,149, $P < 0.01$). Assim, as espécies grandes de um modo geral estão associadas a formações mais abertas de Cerrado, enquanto que as espécies pequenas associam-se a habitats mais florestais (figura 6).

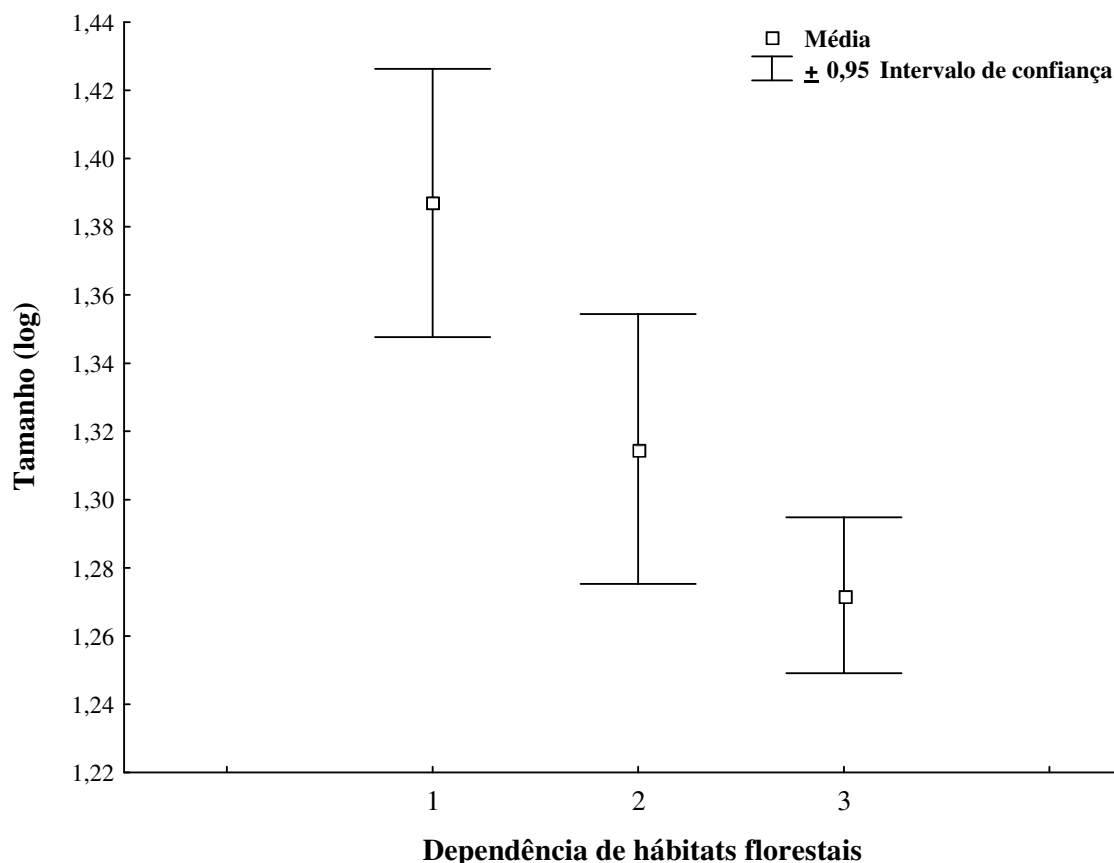


Figura 6. Relação entre a variável logaritmizada de tamanho do corpo (cm) com as categorias de dependência de habitats florestais, que estão distintas em: 1= espécies independentes de habitats florestais; 2= espécies semidependentes de habitats florestais; 3= espécies dependentes de habitats florestais.

Proporção das áreas de distribuição geográfica do Cerrado na América do Sul (Pc). O histograma dos valores de **Pc** das 751 espécies de aves estudadas evidenciou uma assimetria positiva à direita (fig. 7), demonstrando que a maioria das espécies possui baixos valores de **Pc** (MÉDIA= 0.255 ± 0.231 , fig. 7). A distribuição não evidenciou ajuste

satisfatório para a curva normal (Teste de Lilliefors, $P < 0,01$), de modo que a maioria das espécies apresenta baixo nível de endemismo em relação ao bioma Cerrado.

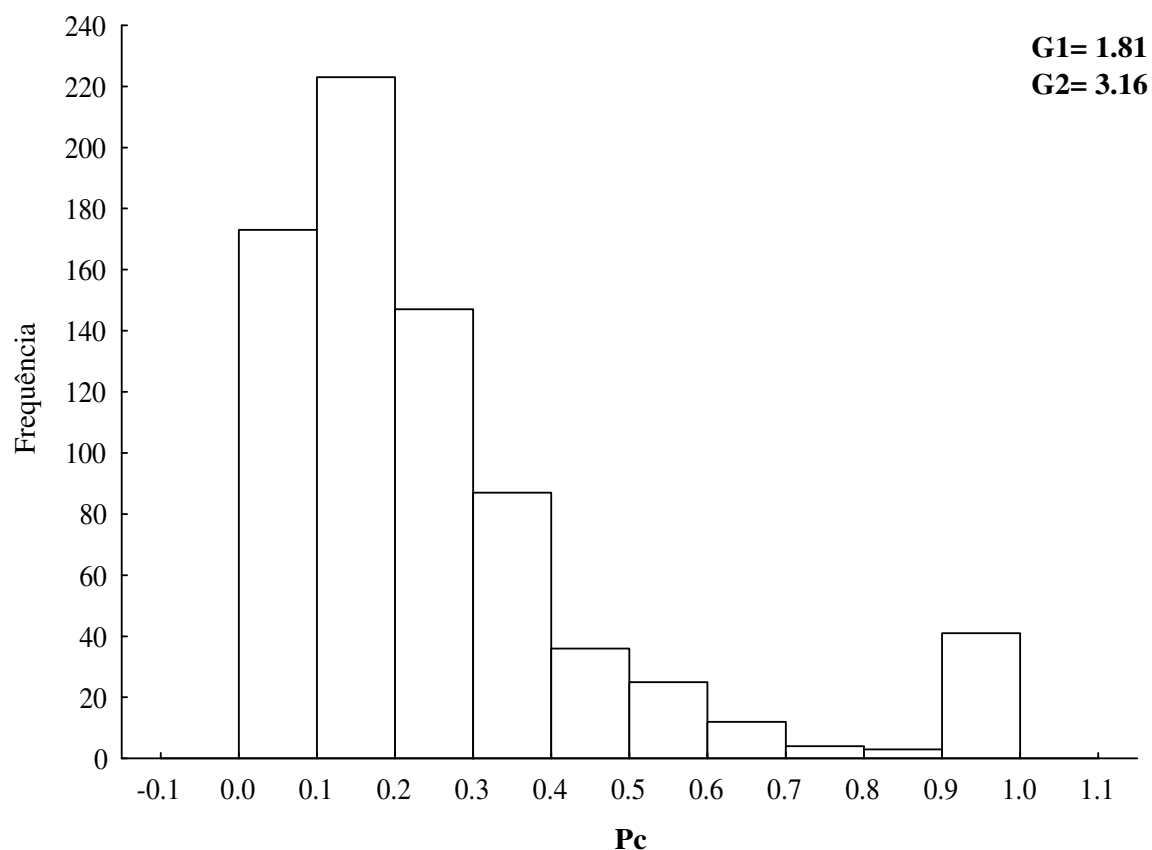


Figura 7. Distribuição da proporção da área de distribuição no Cerrado em relação à América do Sul (**Pc**), para as 751 espécies de aves que se reproduzem na área contínua do Cerrado brasileiro.

A relação entre **Pc** e dependência de habitats florestais evidenciou que, de um modo geral, espécies mais independentes de habitats florestais apresentam elevados valores de **Pc**. Por outro lado, espécies mais dependentes de habitats florestais apresentam valores menores para a variável **Pc** (fig. 8). Esta relação foi estatisticamente significativa ($F_{(2, 748)} = 10,718$; $P < 0,001$), de modo que as espécies com grande parte de suas áreas de distribuição

no Cerrado em geral distribuem-se em habitats mais abertos, enquanto as espécies com áreas de distribuição pouco representativas para o Cerrado normalmente distribuem-se em habitats florestais.

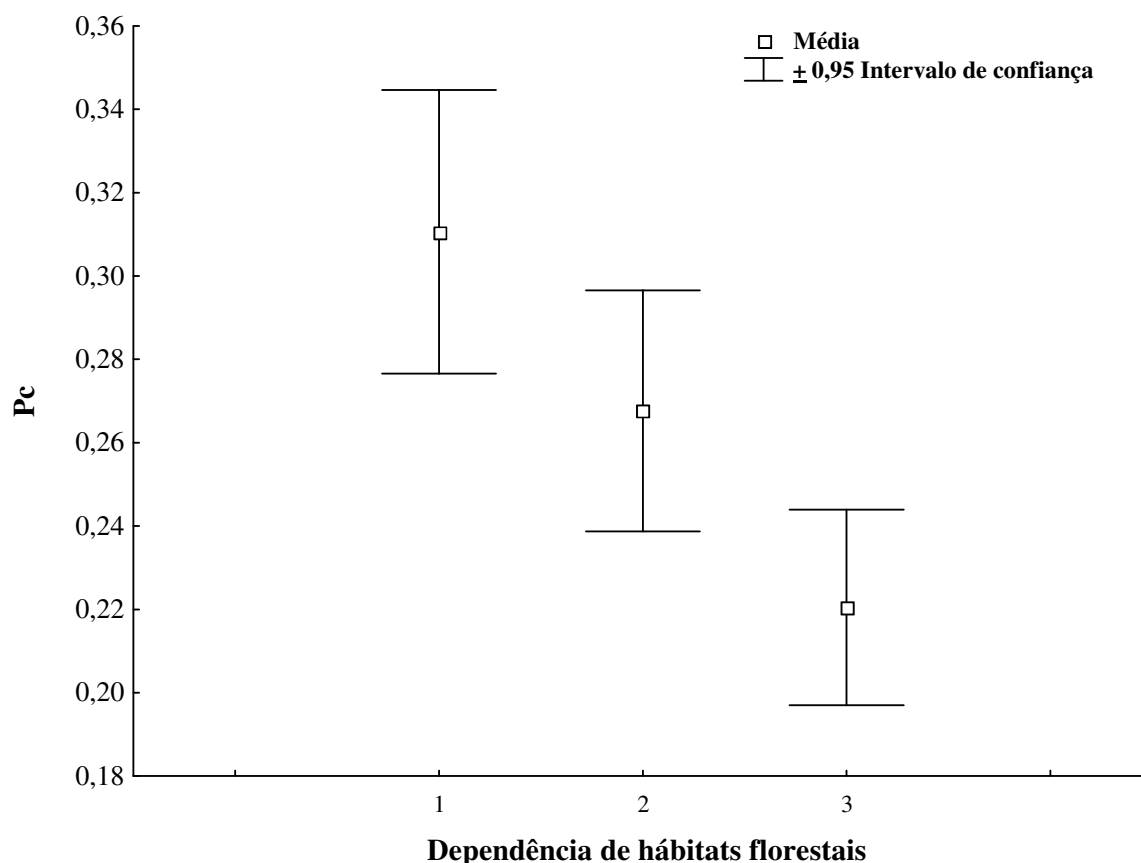


Figura 8. Relação entre a proporção da área de distribuição no Cerrado em relação à América do Sul (**Pc**) e a dependência de habitats florestais das espécies de aves que se reproduzem no Cerrado brasileiro, sendo 1= espécies independentes de habitats florestais; 2= espécies semidependentes de habitats florestais; 3= espécies dependentes de habitats florestais.

Trinta e cinco espécies mostram algum risco de extinção segundo a IUCN (2004). A relação dos valores de **Pc** com a categoria de espécies ameaçadas segundo a IUCN (2004) evidenciou que, inicialmente, a maioria das espécies ameaçadas apresentou

elevados valores de **Pc** (MÉDIA= 0,681 \pm 0,337, N = 35, figura 9). A relação entre nível de ameaça e **Pc** foi estatisticamente significativa segundo a ANOVA ($F_{(2, 748)}= 10,718$; $P < 0,001$), de modo que, em geral, as espécies ameaçadas apresentam grandes proporções de suas áreas de distribuição no Cerrado brasileiro. A maioria destas espécies ameaçadas (22 espécies, ou 62,8%) é considerada por Silva (1995b) como independente de habitats florestais. Do mesmo modo, a maior parte das espécies endêmicas estudadas, segundo Silva (1995b; 1997) e Silva e Bates (2002), são discriminadas em algum nível de extinção (15, ou 51,7%), e representam 42,8% do total de espécies ameaçadas.

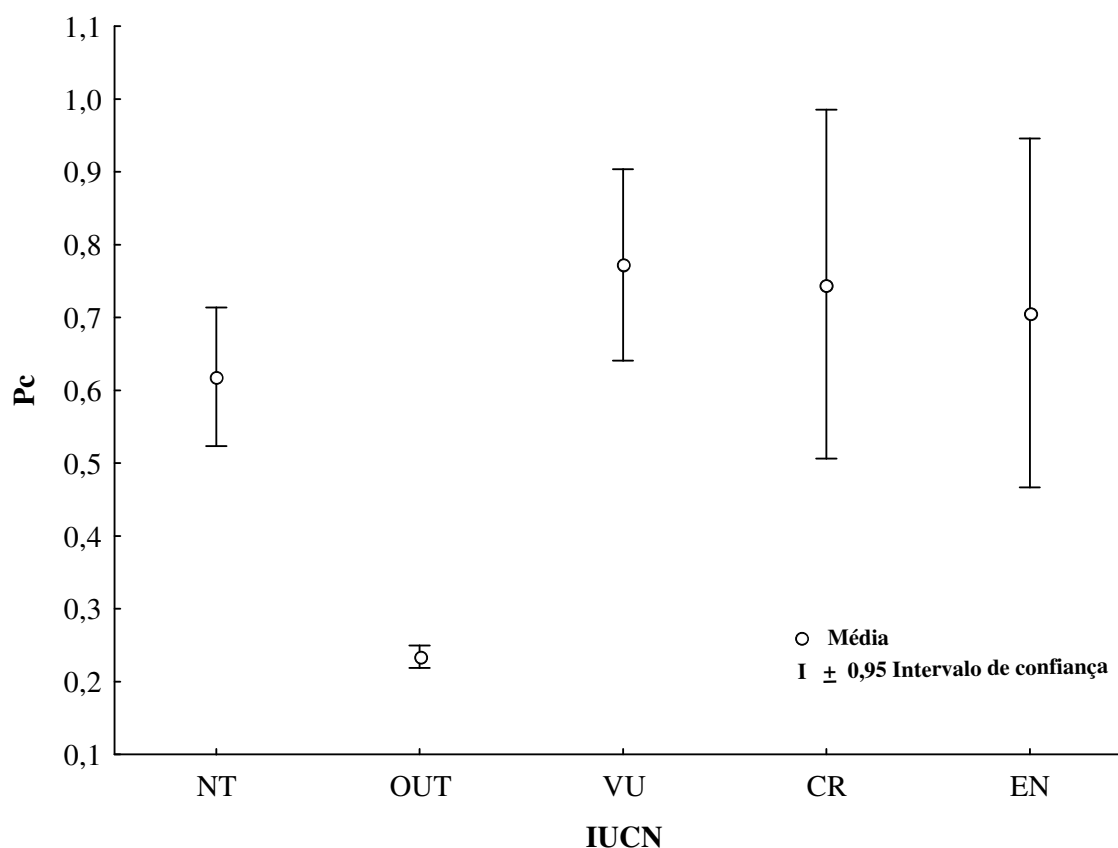


Figura 9. Relação entre a proporção da área de distribuição no Cerrado em relação à América do Sul (**Pc**), e as categorias de espécies ameaçadas de extinção (adaptado de IUCN 2004) do Cerrado brasileiro. NT: espécies próximas ao risco de extinção; VU: espécies vulneráveis; CR: espécies em estado crítico; EN: espécies em elevado risco de extinção e OUT: espécies livres do risco de extinção.

Discussão

Distribuições de frequência. Foi constatada uma distribuição assimétrica à direita para a variável logaritmizada de tamanho do corpo. Este padrão já havia sido observado para mamíferos e aves da região Neártica (Brown e Maurer 1989, Brown e Nicoletto 1991, Brown 1995), para mamíferos da região Neotropical (Bakker e Kelt 2000), assim como para mamíferos pertencentes ao bioma Cerrado (Vieira e Diniz-Filho 2000).

Uma assimetria para a esquerda foi observada para as variáveis logaritmizadas de distribuição geográfica da América do Sul e do Cerrado, respectivamente, evidenciando assim uma tendência a um maior número de áreas de distribuição geográfica relativamente grandes, em escala logarítmica. De fato, este padrão já era esperado para estas variáveis espaciais (Brown 1995, Gaston 1996, Maurer 1999, Vieira e Diniz-Filho 2000, Storch e Gaston 2004). No entanto, Gaston (1998) postula que as análises provindas destes padrões assimétricos das áreas de distribuição geográfica podem ser artefatuais, e que este padrão deveria ser estudado como um produto de especiação, extinção e transformação. De qualquer modo, avalia-se que a assimetria, tanto do tamanho do corpo quanto das áreas de distribuição geográfica (na América do Sul e no Cerrado), sejam importantes para assegurar a forma poligonal do envelope de restrição (Brown e Maurer 1987, 1989, Taylor e Gotelli 1994, Gaston e Blackburn 1996a, Bonfim *et al.* 1998).

Tamanho do corpo, área de distribuição geográfica e dependência de habitats florestais. A relação para a área de distribuição geográfica na América do Sul com o tamanho do corpo a princípio ficou pouco evidente, embora a relação tenha sido estatisticamente significativa segundo o procedimento de aleatorização e uma correlação linear simples. Provavelmente, este resultado deve estar relacionado à escala espacial, uma

vez que foram consideradas apenas as espécies que reproduzem-se no Cerrado, para todo o continente sul-americano. Assim, resultados mais significativos provavelmente deveriam abranger todas as espécies que pudessem ser avaliadas nesta escala espacial. A esse respeito, Bonfim *et al.* (1998) e Sant'Anna e Diniz-Filho (1999) encontraram resultados mais relevantes, para serpentes viperídeas e corujas na América do Sul, respectivamente.

Além disso, a relação entre distribuição geográfica no Cerrado e tamanho do corpo evidenciou mais claramente o envelope de restrição proposto por Brown e Maurer (1987, 1989) e Brown (1995). Essa relação pode ser definida por um envelope poligonal, limitado por linhas de restrição ecológicas e/ou evolutivas, de forma que espécies maiores tendem a possuir grandes áreas de distribuição, como discutido anteriormente na introdução. Resultados similares foram obtidos para diversas linhagens, analisadas em diferentes escalas espaciais, tais como Anseriformes do globo terrestre (Gaston e Blackburn 1996a), peixes, mamíferos e aves norte-americanos (Brown e Maurer 1987, 1989, Taylor e Gotelli 1994, Pyron 1999), assim como serpentes viperídeas e corujas da América do Sul (Bonfim *et al.* 1998, Sant'Anna e Diniz-Filho 1999). Vieira e Diniz-Filho (2000), encontraram resultados semelhantes para a relação tamanho do corpo e área de distribuição geográfica de mamíferos terrestres no bioma Cerrado.

Verificou-se que, de um modo geral, a maioria das espécies apresenta uma grande área de distribuição, tanto para o Cerrado quanto para a América do Sul. Alguns dos maiores rios da América do Sul nascem no Brasil Central (Innocencio 1989), o que faz com que a biota do Cerrado aparentemente esteja conectada por florestas ripárias a outros grandes biomas, tais como as florestas Amazônica e Atlântica (Redford e Fonseca 1986, Willis 1992). Silva (1996) demonstrou que a maioria das espécies florestais que se reproduzem no Cerrado expandiram, ou estão expandindo, as suas áreas de distribuição a partir de seus centros na Amazônia ou Floresta Atlântica rumo ao Cerrado, seguindo o

curso das florestas de galeria. Assim, este intercâmbio histórico entre o Cerrado com dois outros grandes biomas sul-americanos também pode ter sido importante para ampliar a dispersão das espécies estudadas, uma vez que a Floresta Amazônica, o Cerrado e a Floresta Atlântica ocupam uma grande extensão na área contínua da América do Sul (Silva 1995a; Ab'Saber 2003).

Verificou-se também uma relação significativa entre o tamanho do corpo e as categorias de dependência de habitats florestais de Cerrado, corroborando a hipótese do efeito da complexidade do habitat nas manobras, de Polo e Carrascal (1999). Assim, habitats constituídos por formações vegetais mais abertas de um modo geral tendem a abrigar espécies de maior porte, enquanto habitats com maior complexidade estrutural geralmente abrigam espécies menores, as quais sofrem menos com os efeitos das restrições impostas às manobras. Carrascal *et al.* (1990) e Telleria e Carrascal (1994) encontraram resultados similares para aves passeriformes terrestres no norte da Espanha, onde foi constatado um decréscimo da massa corporal das espécies em habitats de maior complexidade estrutural.

O padrão de predomínio de pequenas espécies de aves em habitats constituídos por maior complexidade estrutural provavelmente está relacionado a restrições ecomorfológicas nas manobras (Miles e Ricklefs 1984, Gustafsson 1988, Carrascal *et al.* 1990, Suhonen *et al.* 1994). Portanto, a complexidade estrutural pode atuar como um filtro seletivo, promovendo o estabelecimento de pequenas espécies em habitats estruturalmente mais complexos, levando ao aumento da frequência destas espécies nestes habitats, o que resulta na assimetria negativa para a direita (Polo e Carrascal 1999).

Proporção das áreas de distribuição geográfica do Cerrado na América do Sul.

Verificou-se que a maioria das espécies estudadas apresentam ampla distribuição no

continente sul-americano, não se restringindo, portanto, apenas ao bioma Cerrado. Este aspecto provavelmente está relacionado à proximidade e conexão do Cerrado com as florestas Amazônica e Atlântica e à dinâmica histórica desses biomas e da sua interação com os processos de especiação, extinção e expansão/retração das distribuições geográficas (Silva 1995b, 1996, Silva e Bates 2002).

Foi constatada uma interação entre os valores de **Pc** e as categorias de dependência de habitats florestais. Assim, espécies para as quais o Cerrado representa grande parte de suas áreas de distribuição geralmente são encontradas em habitats mais abertos, enquanto espécies com menor grau de endemidade ao Cerrado são normalmente dependentes de habitats florestais. Provavelmente, isto se relaciona ao fato de a maior parte do Cerrado ser coberta por fisionomias vegetais abertas (Eiten 1993, Oliveira-Filho e Ratter 2002), o que tende a favorecer espécies mais propensas a áreas de vegetação esparsa, as quais em geral possuem grandes extensões de suas distribuições neste bioma. Em contrapartida, biomas essencialmente florestais circunvizinhos ao Cerrado, tais como as florestas Amazônica e Atlântica, provavelmente são mais representativos para as espécies mais dependentes de habitats florestais. Neste contexto, Silva (1996) constatou que, das 393 espécies florestais descritas para o Cerrado segundo Silva (1995b), cerca de 276 possuem as seguintes características: a) foram registradas principalmente em florestas de galeria; b) possuem seus centros de distribuição nas florestas Amazônica ou Atlântica e c) possuem limites de sua distribuição geográfica no Cerrado.

Foi constatado também que a maioria das espécies ameaçadas segundo IUCN (2004) possuem altos valores de **Pc** e, portanto, estas espécies normalmente possuem grandes proporções de suas áreas no Cerrado brasileiro. Neste contexto, considerar as espécies de aves distintas como ameaçadas de extinção pode consistir em importante alternativa para a imposição de restrições aos impactos ambientais, promovidos pelo

desenvolvimento econômico no presente bioma. Possingham *et al.* (2002) ressaltam que, embora as listas de espécies consistam em uma das poucas ferramentas empregadas para alertar com relação à ação antrópica, elas podem ser prejudiciais se forem elaboradas segundo critérios pouco científicos. Assim, considerar a relação entre os níveis de extinção de listas como IUCN (2004), associadas a critérios mais empíricos, tais como a proporção das áreas de distribuição das espécies de um bioma em todo o seu continente, pode consistir em importante alternativa para restringir impactos ao meio, sem envolver apenas caracteres subjetivos.

Verificou-se que a maioria das espécies ameaçadas são consideradas por Silva (1995b) como independentes de habitats florestais. De um modo geral, espécies pertencentes a fisionomias abertas de Cerrado não se adaptam em pastagens ou outras culturas antrópicas (Tubelis e Cavalcanti 2000). Tubelis *et al.* (2004) ressaltam a importância de se preservar não somente a vegetação ripária a um manancial, como também significativa proporção de vegetação aberta, o que certamente seria importante para a sobrevivência de aves restritas às mesmas.

É importante ressaltar também que a maioria das espécies endêmicas ameaçadas são independentes de habitats florestais (Silva 1995b, 1997, Silva e Bates 2002, Macedo 2002). Assim, de acordo com Braz e Cavalcanti (2001), existe um significativo endemismo nas áreas de proteção ambiental do Distrito Federal, o que aparentemente se deve às grandes proporções de Cerrado sentido lato que estas áreas preservam. Em suma, priorizar a preservação de espécies endêmicas do Cerrado pode ser uma importante forma de garantir que se preserve suas fisionomias vegetais abertas, as quais são significativamente ameaçadas pelas atividades sócio-econômicas contemporâneas (Klink e Moreira 2002). Isso também seria fundamental para a sobrevivência de muitas das espécies restritas ao presente bioma.

Conclusões

De um modo geral, os padrões macroecológicos evidenciados para as aves estudadas, quando observados segundo variáveis como tamanho do corpo e área de distribuição geográfica, estão de acordo com a relação proposta por Brown e Maurer (1987). As categorias de dependência de habitats florestais das espécies segundo Silva (1995b) estão também relacionadas aos padrões de tamanho do corpo, de forma a corroborar com a hipótese das restrições às manobras de Polo e Carrascal (1999). A discussão sobre a ampla distribuição da maioria das espécies estudadas tanto para o Cerrado como para toda a América do Sul sugere efeitos da conexão histórica do Cerrado setentrionalmente com a Floresta Amazônica, e meridionalmente com a Floresta Atlântica, o que coaduna com Storch e Gaston (2004). Estes ressaltam que os padrões macroecológicos, por envolverem estudos de grandes escalas espaciais e temporais, podem estar mais relacionados a disciplinas como a biogeografia e a biologia evolutiva, em relação à ecologia clássica. A análise da proporção da área de distribuição das espécies do Cerrado em relação à América do Sul também evidenciou importantes aspectos relativos a amplitude da área de distribuição destas espécies e sua relação com o habitat, embora provavelmente o mais importante tenha sido o destaque que esta variável tenha acrescentado às espécies ameaçadas de extinção segundo IUCN (2004). Essa informação pode ser importante para corrigir o efeito da subjetividade das listas de espécies regionais para fins de mitigação de impactos ambientais, conforme observado por Possingham *et al.* (2002).

Referências Bibliográficas

- Ab'Saber, A. N. (2003). **Os domínios de Natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo. Ateliê Editorial, 159 p.
- Bakker, V. J. e Kelt, D. A. (2000). Scale-dependent patterns in body size distributions of neotropical mammals. **Ecology** 81 (12): 3530-3547.
- Blackburn, T. M. e Gaston, K. G. (1998). Some methodological issues in macroecology. **American Naturalist** 151: 61-83.
- Bonfim, F. S., Diniz-Filho, J. A. F., Bastos, R. P. (1998). Spatial patterns and the macroecology of South American Viperid Snakes. **Revista Brasileira de Biologia** 58: 97-103.
- Brasil (1999). **Ações prioritárias para conservação da biodiversidade do Cerrado e Pantanal**. Brasília, MMA/Funatura/Conservation International/Biodiversitas/Unb, 26p.
- Braz, V.S. e Cavalcanti, R.B. (2001). A representatividade de áreas protegidas do Distrito Federal na conservação da avifauna do Cerrado. **Ararajuba** 9 (1): 61-69.
- Brown, J. H. (1981). Two decades of homage to Santa Rosalia: towards a general theory of diversity. **American Zoologist** 21: 877-888.
- Brown, J. H. (1995). **Macroecology**. Chicago. The University of Chicago Press, 269 p.
- Brown, J. H. e Maurer, B. (1987). Evolution of species assemblages: effects of energetic constraints and species dynamics on the diversification of North American Avifauna. **American Naturalist** 130: 1-17.
- Brown, J. H. e Maurer, B. (1989). Macroecology: the division of food and space among species on continents. **Science** 243: 1145-1150.
- Brown, J. H. e Nicoletto, P. F. (1991). Spatial scaling of species composition: body masses of North American land mammals. **American Naturalist** 138: 1478-1512.
- Brown, J. H., Marquet, P. A. e Taper, M. L. (1993). Evolution of body size: consequences of an energetic definition of fitness. **American Naturalist** 142: 573-584.

- Carrascal, L. M., Moreno, E. e Telleria, J. L. (1990). Ecomorfological relationships in a group of insectivorous birds of temperate forests in winter. **Holarctic Ecology** 13: 105-111.
- Cavalcanti, R.B. (1999). Bird species richness and conservation in the cerrado region of Central Brazil. *In*: Vickery, P. D. e Herkert, J. R. (eds.). **Ecology and conservation of grassland birds on the Western Hemisphere. Studies in Avian Biology n° 19.** Lawrence. The Cooper Ornithological Society, 244–249p.
- Cavalcanti, R. B. e Joly, C. A. (2002). Biodiversity and conservation priorities in the Cerrado region. *In*: Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical savanna.** New York. Columbia University Press, 351-367p.
- del Hoyo, J., Elliot, A e Sargatal, J. (eds.) (1992). **Handbook of the birds of the world: ostriches to ducks, Vol. 01.** Barcelona. Lynx Edicions, 696p.
- del Hoyo, J., Elliot, A e Sargatal, J.(eds.) (1994). **Handbook of the birds of the world: new world vultures to guineafowl, Vol. 02.** Barcelona. Lynx Edicions, 638p.
- del Hoyo, J., Elliot, A. e Sargatal, J. (eds.) (1996). **Handbook of the birds of the world: hoatzin to auks, Vol. 03.** Barcelona. Lynx Edicions, 821p.
- del Hoyo, J., Elliot, A. e Sargatal, J. (eds.) (1997). **Handbook of the birds of the world: Sandgrouse to cuckoos. Vol. 04.** Barcelona. Lynx Edicions, 679p.
- del Hoyo, J., Elliot, A. e Sargatal, J. (eds.) (1999). **Handbook of the birds of the world: Barn-owls, to Hummingbirds, Vol. 05.** Barcelona. Lynx Edicions, 759p.
- del Hoyo, J., Elliot, A. e Sargatal, J. (eds.) (2001). **Handbook of the birds of the world. Mousebirds to Hornbills, Vol. 06.** Barcelona. Lynx Edicions, 589p.
- del Hoyo, J., Elliot, A. e Sargatal, J. (eds.) (2002). **Handbook of the birds of the world: Jacamars to Woodpeckers, Vol. 07.** Barcelona. Lynx Edicions, 613p.

- Diniz-Filho, J. A. F. e Fowler, H. G. (1998). Honey Ants (Genus *Myrmecocystus*) Macroecology: effect of spatial patterns on the relationship between worker body size and geographic range size. **Environmental Entomology** 27 (5): 1094-1101.
- Dixon, A. F. G., Kindlemann, P. e Jarosik, V. (1995). Body size distribution in aphids: relative surface area of specific plant structures. **Ecological Entomology** 20: 111-117.
- Eiten, G. (1993). Vegetação. *In*: Pinto, M. N. (ed.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. Brasília. Editora da Universidade de Brasília, 17-73p.
- Fearnside, P. M. (2001). Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation** 28 (1):23–38.
- Gaston, K. J. (1990). Effects of scale and habitat on the relationship between regional distribution and local abundance. **Oikos** 58: 329-335.
- Gaston, K. J. (1996). Species-range-size distributions: patterns, mechanisms and implications. **Trends in Ecology and Evolution** 11 (5): 197-201.
- Gaston, K. J. (1998). Species-range size distributions: products of speciation, extinction and transformation. **Philosophical Transactions of Royal Society of London, series B** 353: 219-230.
- Gaston, K. J. e Lawton, J. (1988a). Patterns in the distributions and abundance of insect populations. **Nature** 331: 709-712.
- Gaston, K. J. e Lawton, J. (1988b). Insect herbivores on bracken do not support the core-satellite hypothesis. **American Naturalist** 134: 761-777.
- Gaston, K. J. e Blackburn, T. M. (1996a). Global scale macroecology: interactions between population size, geographic range size and body size in the Anseriformes. **Journal of Animal Ecology** 65: 701-714.
- Gaston, K. J. e Blackburn, T. M. (1996b). Range-size body relationships: evidence of scale dependence. **Oikos** 79: 479-485.

- Gaston, K. J. e Blackburn, T. M. (2001). **Patterns and process in macroecology**. London. Blackwell, 392p.
- Gotelli, N. J. e Graves, G. R. (1996). **Null Models in Ecology**. Washington and London, Library of Congress, 368p.
- Gotelli, N. J. e Entsminger, L. (2005). **Ecosim: null models software for ecology (version 7.72)**. Acquired Intelligence Inc. and Kesey-Bear.
- Gunnarson, B. (1990). Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spider. **Journal of Animal Ecology** 59: 743-752.
- Gunnarson, B. (1992). Fractal dimension of plants and body size distributions in spiders. **Functional Ecology** 6: 636-641.
- Gustafsson, L. (1988). Foraging behavior of individual coal tits, *Parus ater*, in relation to their age, sex and morphology. **Animal Behavior** 36: 696-704.
- Humphries, C. J. (1992). Cladistic biogeography. *In*: Forey, P. L., Humphries, C. J., Kitching, I. L., Scotland, R. W., Siebert, D. J. e Willians, D. M. (eds.). **Cladistics: a practical course in systematics**. Oxford, Oxford University Press, 137-159p.
- Humphries, C. J. e Parenti, L. R. (1986). **Cladistic biogeography**. Oxford. Oxford University Press, 199p.
- Hutchinson, G. E. (1959). Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? **American Naturalist** 93: 145-159.
- Innocencio, N. R. (1989). Hidrografia. *In*: Duarte, A. C. (ed.). **Geografia do Brasil- Região Centro Oeste**. Rio de Janeiro, p. 73-90.
- IUCN: International Union for Conservation of Nature (2004). **Red list of threatened species**. www.redlist.org.
- Isler, M. L. e Isler, P. R. (1999). **The tanagers: natural history, distribution and identification**. Washington. Smithsonian Institution Press, 406p.

- Junniper, T. e Parr, M. (1998). **Parrots: a guide to the birds of the world**. London. Yale University Press, 584p.
- Klink, C. A. e Moreira, A. G. (2002). Past and current human occupation, and land use. *In*: Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna**. New York. Columbia University Press, 69-88p.
- Loder, N., Blackburn, T. M. e Gaston, K. J. (1997). The slippery slope: towards an understanding of the body size frequency distribution. **Oikos** 78: 195-201.
- Macedo, R. H. F. 2002. The avifauna: ecology, biogeography and behavior. *In*: Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York. Columbia University Press, 242-263 p.
- MacArthur, R. H. (1972). **Geographical ecology: patterns on the distribution of species**. New York. Harper and Row, 269p.
- Maurer, B. A. (1999). **Untangling Ecological Complexity: the macroscopic perspective**. **Chicago**. University of Chicago Press, 251p.
- Miles, D. B. e Ricklefs, R. E. (1984). The correlation between ecology and morphology in deciduous forest passerine birds. **Ecology** 65: 1629-1640.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., e Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858.
- Oliveira-Filho, A. T. e Ratter, J. A. (2002). Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome. *In*: Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, Columbia University Press, 91-120p.
- Polo, V. e Carrascal, L. M. (1999). Shaping the body mass distribution of Passeriforms: habitat use and body mass are evolutionary and ecologically related. **Journal of Animal Ecology** 68: 324-337.

- Possingham, H. P., Andelman, S. J., Burgman, M. A., Medellín, R. A., Master, L. L. e Keith, D. (2002). Limits to the use of threatened species lists. **Trends in Ecology and Evolution** 17 (11): 503-507.
- Pyron, M. (1999). Relationships between geographical range size, body size, local abundance, and habitat breadth in North American suckers and sunfishes. **Journal of Biogeography** 26: 549-558.
- Redford, K. e Fonseca, G. A. B. (1986). The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. **Biotropica** 18: 126-135.
- Ricklefs, R. E. (1987). Community diversity: relative roles of local and regional processes: **Science** 235: 167-171.
- Ricklefs, R. E. e Schluter, D. (1993). Species diversity: regional and historical influences. *In*: Ricklefs, R. E. e Schluter, D. (eds.). **Species diversity in Ecological Communities**. Chicago, University of Chicago Press, 350-363p.
- Ridgely, R. S. e Tudor, G. (1989). **The birds of South America- Vol. I: the oscine passerines**. Austin, University of Texas Press, 516p.
- Ridgely, R. S. e Tudor G. (1994). **The birds of South America- Vol. II: the suboscine passerines**. Austin, University of Texas Press, 814p.
- Robinson, S. K. e R. T. Holmes (1982). Foraging behavior of Forest birds: the relationship among search tactics, diet and habitat structure. **Ecology** 63: 1918-1931.
- Rocha, I. R. D., Cavalcanti R. B., Marinho-Filho, J. S., e Kitayama, K. (1993). Fauna do Distrito Federal. *In*: Pinto, M. N. (ed.) **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. Brasília, Editora da Universidade de Brasília, 405-431p.
- Sant'Anna, C. E. R. e Diniz-Filho, J. A. F. (1999). Macroecologia de corujas (Aves: Strigiformes) da América do Sul. **Ararajuba** 7: 3-11.

- Sick, H. (1997). **Ornitologia Brasileira (2ª. edição)**. Rio de Janeiro. Editora Nova Fronteira, 912p.
- Silva, J. M. C. (1995a). Biogeographic analysis of the South America Cerrado Avifauna. **Steenstrupia** 21: 49-67.
- Silva, J. M. C. (1995b). Birds of the Cerrado region, South America. **Steenstrupia** 21: 69-92.
- Silva, J. M. C. (1995c). Avian inventory of Cerrado Region: implications for biological conservation. **Bird Conservation International** 5: 15-28.
- Silva, J. M. C. (1996). Distribution of Amazonian and Atlantic birds in gallery forests of the Cerrado Region, South America. **Ornitologia Neotropical** 7: 1-18.
- Silva, J. M. C. (1997). Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. **Biodiversity and Conservation** 6: 435-450.
- Silva, J. M. C. (1998). Integrating Biogeography and Conservation: an example with birds and plants of the Cerrado Region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** 70: 881-888.
- Silva, J. M. C. (1999). Seasonal movements and conservation of seedeaters of the genus *Sporophila* in South America. In: Vickery, P. D. e Herkert, J. R. (eds.). **Ecology and conservation of grassland birds on the Western Hemisphere. Studies in Avian Biology nº 19**. Lawrence. The Cooper Ornithological Society, 272-280p.
- Silva, J. M. C. e Bates, J. M. (2002). Biogeographic patterns and conservation in South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. **Bioscience** 225 52 (3): 225-233.
- Storch, D. e Gaston, K. G. (2004). Untangling ecological complexity on different scales of space and time. **Basic and Applied Ecology** 5: 389-400.

- Suhonen, J. R., Alatalo, V. e Gustafsson, L. (1994). Evolution of foraging ecology in Fennoscadian tits (*Parus* spp.). **Proceedings of the Royal Society of London B**, 258: 127-131.
- Taylor, C. M. e Gotelli, N. (1994). The macroecology of *Cyprinella*: correlates with phylogeny, body size and geographic range. **American Naturalist**. 144: 549-569.
- Tokeshi, M. (1993). Species abundance patterns and community structure. **Advances in Ecological Research** 24: 111-186.
- Torres, N. M. e Diniz-Filho, J. A. F. (2004). Macroecologia de carnívoros do Novo Mundo (Mammalia): envelopes de restrição e análise de padrões filogenéticos. **Iheringia, série zoologia** 94 (2): 155-161.
- Telleria, J. L. e Carrascal, L. M. (1994). Weight-density relationship between and within bird communities: implications of niche space and vegetation structure. **American Naturalist** 143: 1083-1092.
- Tubelis, D. P. e Cavalcanti, R. B. (2000). A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. **Bird Conservation International** 10: 331-350.
- Tubelis, D. P., Cowling, A. e Donnelly, C. (2004). Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. **Biological Conservation** 118: 353-364.
- Valgas, A. B., Diniz-Filho, J. A. F. e Sant'Anna, C. E. R. (2003). Macroecologia de Icterinae (Aves: Passeriformes): Efeito Rapoport e modelos nulos de distribuição geográfica. **Ararajuba** 11 (1): 57-64.
- Vieira, C. M. e Diniz-Filho, J. A. F. (2000). Macroecologia de mamíferos neotropicais com ocorrência no Cerrado. **Revista Brasileira de Zoologia** 17 (4): 973-988.
- Zar, J. H. (1999). **Biostatistical analysis (4^o ed.)**. New Jersey. Prentice Hall, 123p.

- Zimmer, K. J., Whittaker, A. e Oren, D. C. (2001). A cryptic new species of flycatcher (tyrannidae: Suiriri) from the cerrado region of Central South America. **The Auk** 118 (1): 56-78.
- Wiens, J. A., Crist, T. O., With, K. A. e Milne, B. T. (1995). Fractal patterns of insect movement in microlandscape mosaics. **Ecology** 76: 663-666.
- Willis, E. O. (1992). Zoogeographical origins of eastern Brazilian birds. **Ornitologia Neotropical** 3: 1-15.
- Willis, K. J. e Whittaker, R. J. (2002). Species diversity-Scale Matters. **Science** 295: 1245-1248.
- With, K. A. (1994). Using fractal analysis to assess how species perceive landscape structure. **Landscape Ecology** 9: 2

Capítulo II. *Uso do hábitat e deconstrução dos padrões de riqueza das aves do Cerrado.*

Resumo

Em pequenas escalas de espaço, os padrões espaciais de riqueza provavelmente conduzem a interações ecológico-evolutivas mais complexas. Assim, utilizamos uma estratégia de “deconstrução” neste trabalho, para avaliar a riqueza das espécies de aves que se reproduzem no bioma Cerrado, de acordo com suas categorias de uso do hábitat (independente, semi-dependente e dependente de habitats florestais). Quatro variáveis ambientais, mais o tamanho da população humana, foram utilizados como preditores da riqueza. Os coeficientes I de Moran revelaram uma forte autocorrelação espacial nos resíduos da regressão múltipla por quadrados mínimos ordenados, e portanto uma Coordenada Principal de Matrizes de Vizinhaça (PCNM) foi usada para avaliar a influência dos preditores da riqueza, minimizando os problemas causados pela autocorrelação espacial. Os modelos gerados para a riqueza total e para a riqueza das categorias de hábitat foram comparados. Constatou-se que, embora a riqueza tenha sido caracterizada por mais espécies concentradas nas regiões sul e sudeste do Cerrado, estes padrões mudaram para as espécies semi-dependentes e dependentes de habitats florestais, demonstrando uma variação para estas categorias. A análise de PCNM evidenciou que, para a riqueza total de espécies, somente os coeficientes espaciais de AET e temperatura foram significativos. Para a riqueza das espécies independentes de habitats florestais, foram encontrados coeficientes de regressão parcialmente significativos para AET, TEMP e HUM, sendo que para a riqueza das espécies semi-dependentes, somente AET foi significativo. Por outro lado, para a categoria de riqueza das espécies dependentes de habitats florestais, um coeficiente significativo e positivo foi encontrado para a umidade e a população humana em 2000. A maioria da variação espacial na riqueza (>95%) pôde ser explicada pelos efeitos combinados de estrutura geográfica e preditores ambientais. Estas análises revelaram

que a desconstrução pode ser um passo rumo a planos de conservação mais efetivos, baseados na compreensão dos padrões de riqueza e em seus condutores ambientais.

Palavras-chave: Uso do hábitat, padrões de desconstrução, variáveis socioeconômicas, ocupação humana, Cerrado, riqueza de aves, padrões espaciais.

Abstract

Habitat use and deconstruction patterns in Cerrado birds. At lower spatial scales, richness spatial patterns probable lead to more complex ecological-evolutive interactions. In this paper, we used a “deconstruction” approach to evaluate the Cerrado breeding bird’s richness, according to their habitat use categories (independent, semi-dependent and dependent of forest habitats). Four environmental variables and human population size were used as predictors of species richness. Moran’s I coefficients revealed strong spatial autocorrelation in ordinary least squares multiple regression residuals, and thus a Principal Coordinate of Neighbour Matrices (PCNM) was used to evaluate the influence of richness predictors, minimizing the problems caused by spatial autocorrelation. Models generated for total richness and for species richness by habitat categories were compared. We showed that, despite the total richness was more concentrated in south and southeast regions of Cerrado, these patterns changed when analysing semi-dependent and dependent forest habitat species, demonstrating a spatial variation in richness categories. The PCNM analyses demonstrated that, for total species richness, only partial coefficients of AET and temperature were significant. For independent forest richness, significant partial regression coefficients were found for AET, TEMP and HUM, whereas for semidependent forest habitat richness, a significant positive coefficient was found for humidity and for human population in 2000. Most of spatial variation in richness (>95%) could be explained by joined effects of geographic structure and environmental predictors. These analyses reveal that deconstruction can be a step to a more effective understanding of richness patterns and in their environmental drivers.

Key words. Habitat use, deconstruction patterns, socioeconomic variables, human occupation, Cerrado, bird richness, spatial patterns.

Introdução

Padrões em grandes escalas para a riqueza de espécies, especialmente os denominados gradientes latitudinais, estão entre os modelos ecológicos mais bem documentados, e foram descritos desde os primórdios da biogeografia do século XIX (Hawkins 2001). Devido a sua longa história de pesquisa, hipóteses múltiplas, muitas das quais de aspecto conjectural, redundante e intratável, nos últimos 200 anos foram desenvolvidos estudos para explicar os padrões geográficos de riqueza, embora uma tendência rumo a redução do excesso, para um mínimo de hipóteses mais eficientes e plausíveis, tenha ocorrido apenas nos últimos 5 anos (Jetz e Rahbek 2001, Whittaker *et al.* 2001, Hawkins *et al.* 2003a, Willig *et al.* 2003).

Em grandes escalas continentais, há fortes evidências de que os padrões climáticos conduzem a riqueza das espécies (Hawkins *et al.* 2003b), embora não esteja totalmente claro como os componentes macroevolutivos levam a estes padrões (Currie *et al.* 2004; Hawkins *et al.* 2005). Em escalas mais locais e regionais, contudo, os padrões espaciais de riqueza tendem a se tornar mais complexos e as vezes irregulares, conduzindo provavelmente a uma interação mais complexa de processos passados de base ecológica e evolutiva, os quais também possuem um elevado componente de outros fatores intrínsecos, tais como dispersão, ou o movimento dos organismos a partir de seus pontos de origem (veja Brown e Lomolino 1998, Willis e Whittaker 2002).

Por outro lado, Marquet *et al.* (2004) alertaram recentemente que um dos principais problemas descobertos para as explicações dos padrões de diversidade pode realmente estar na própria variável resposta, ou seja, na riqueza de espécies. Entretanto, a riqueza de espécies é uma variável complexa, que funde as áreas de distribuição geográfica de múltiplas espécies em um grupo, o que pode ser conduzido para diferentes combinações evolutivas e ecológicas

do passado e do presente, em diferentes escalas de tempo e espaço geográfico. Assim, a combinação destas distribuições em uma variável única e integrada (a riqueza) pode obscurecer padrões e dificultar o discernimento dos processos subjacentes. Marquet *et al.* (2004), sugeriram que a aplicação de uma estratégia de “deconstrução”, segundo características de ecologia e história de vida das espécies estudadas, pode ser uma aproximação útil, para o cálculo de variáveis de múltipla riqueza, baseadas num critério mais coerente e uniforme (ver também Badgley e Fox 2000, Bini *et al.* 2004).

Neste trabalho, seguimos Marquet *et al.* (2004), e analisamos padrões de riqueza de espécies das aves do Cerrado, usando um enfoque baseado no uso do hábitat para as diferentes espécies. O Cerrado é o segundo maior bioma do Brasil (o primeiro é a Floresta Amazônica), sendo caracterizado por relevante heterogeneidade ambiental, tanto para as escalas locais quanto regionais, distinta por diferentes tipos de vegetação (Ratter e Dargie 1992, Ratter *et al.* 1996, Oliveira-Filho e Ratter 2002). Consequentemente, a avifauna do Cerrado, composta por cerca de 837 espécies (Silva 1995b, Silva e Bates 2002, Macedo 2002), inclui espécies com diferentes características ecológicas, associadas ao uso do hábitat. Outro importante aspecto é que o Cerrado é um dos “pontos quentes” de biodiversidade, com elevadas taxas de conversão de hábitat, devido à recente expansão das culturas de soja e gado bovino (Myers *et al.* 2000, Klink e Moreira 2002, Klink e Machado 2005), o que geralmente implica numa rápida perda de muitas espécies endêmicas e raras (Myers *et al.* 2000, Brooks *et al.* 2002). Assim, o enfoque de deconstrução para a riqueza pode ser importante, não somente para levar a um melhor discernimento dos processos ecológicos e evolutivos que dirigem a riqueza de espécies, mas também porque pode conduzir ao estabelecimento de planos de conservação mais satisfatórios.

Materiais e métodos

Dados básicos. As distribuições geográficas, medidas como extensões de ocorrência, para as 751 espécies de aves que se reproduzem no Cerrado (Silva 1995b) foram mapeadas com resolução espacial de 1° por célula da rede, tendo como base uma malha com 181 células cobrindo a área contínua do bioma Cerrado (figura 1). Detalhes referentes a obtenção dos dados sobre as espécies, inclusive a bibliografia utilizada e as atualizações provenientes da literatura primária recente, encontram-se pormenorizadamente descritos no capítulo anterior.

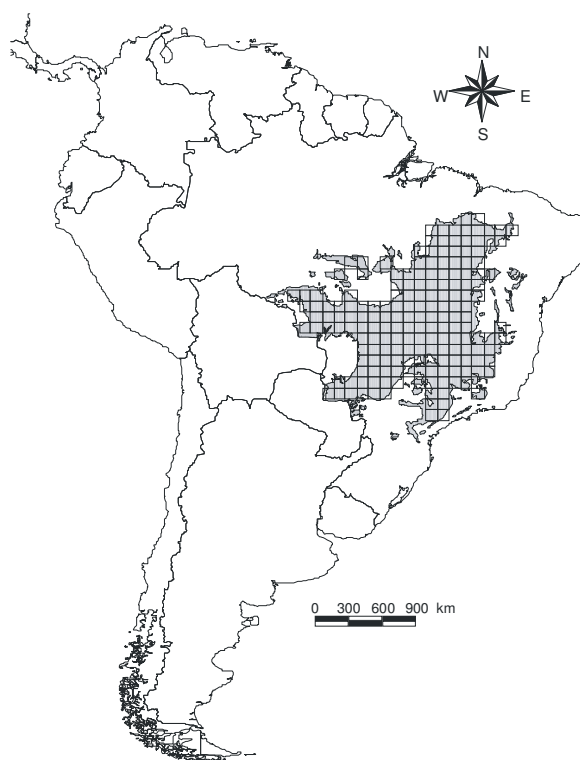


Figura 1. Distribuição das 181 células utilizadas para analisar a variação espacial da riqueza das espécies de aves no bioma Cerrado.

Uma matriz binária foi construída para registrar as espécies cujas áreas de distribuição geográfica se sobrepõem, e a riqueza de espécies foi calculada a partir da soma das espécies presentes nas células. As espécies foram classificadas em três diferentes categorias de uso dos

hábitats florestais de Cerrado, de acordo com Silva (1995b): (1) Independentes: espécies que ocorrem em vegetações abertas como brejos, campos e cerrado *sensu stricto*; (2) Semi-dependentes: Espécies que ocorrem tanto em vegetações abertas quanto florestais; (3) Dependentes: Espécies que normalmente são registradas em hábitats florestais, como *cerradão*, florestas de galeria e florestas secas (Apêndice I).

Foram utilizadas quatro variáveis ambientais como preditoras para a riqueza das aves do Cerrado: (i) evapotranspiração atual anual (*annual actual evapotranspiration*, AET); (ii) índice de importância da vegetação (*enhanced vegetation index*, EVI); (iii) umidade anual média (*annual average humidity*, HUM) e (iv) temperatura anual média (*average annual temperature*, TEMP) (ver Hawkins *et al.* 2003a, 2005).

Além disso, o tamanho da população humana (POP 2000) foi utilizado como preditor da riqueza, uma vez que trabalhos anteriores encontraram correlações significativas entre estas variáveis, presumivelmente como um indicativo de que os processos que regem a riqueza de espécies, geralmente relacionam-se à elevada produtividade ecológica e à ocupação de hábitats mais favoráveis, e também conduzem as populações humanas, segundo a hipótese energética de “mais “indivíduos” (*more-individuals*, segundo Balmford *et al.* 2001, Chown *et al.* 2003, Gaston e Evans 2004, Currie *et al.* 2004, Evans e Gaston 2005). No Cerrado brasileiro, entretanto, é importante considerar que esta variável pode ser também uma alternativa para padrões sobre o conhecimento da biodiversidade, tal como foi recentemente modelado por Diniz-Filho *et al.* (2005). Os dados de população humana (POP2000) foram obtidos a partir do censo oficial da população brasileira para o ano 2000, pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE 2000). Para as 181 células que cobrem o bioma Cerrado, a população humana foi obtida a partir do somatório das populações urbana e rural, dos 1054 municípios cujos limites geopolíticos estão inseridos nos limites do Cerrado. Os

dados populacionais humanos foram logaritmizados antes das análises, para normalizar a distribuição.

Análises. Utilizamos uma estratégia de regressão múltipla padrão para avaliar como os preditores afetam os padrões de riqueza. Entretanto, convém ressaltar que geralmente verifica-se uma autocorrelação espacial para dados deste tipo, o que altera as estimativas de erro tipo I devido à inflação dos graus de liberdade (ver Legendre *et al.* 2002, Diniz-Filho *et al.* 2003), de forma que os modelos de regressão padrão por quadrados mínimos ordenados (*ordinary least squares*, OLS) geralmente tornam-se inadequados.

Assim, analisamos os padrões espaciais de riqueza e regressão múltipla dos resíduos (ver abaixo) com base nos correlogramas dos coeficientes *I* de Moran, calculados em 10 classes de distâncias geográficas (Legendre e Legendre 1998, Diniz-Filho *et al.* 2003). Para avaliar os problemas de autocorrelação espacial, muitos métodos são atualmente disponíveis (ver Diniz-Filho *et al.* 2003, Rangel *et al.* 2006). Neste trabalho, utilizamos um método relativamente novo de filtragem espacial, denominado Coordenada Principal das Matrizes de Vizinhaça (*Principal Coordinate of Neighbor Matrices*, PCNM, segundo Borcard e Legendre 2002, Griffith 2003, Borcard *et al.* 2004, Diniz-Filho e Bini 2005).

No PCNM, as coordenadas geográficas (latitude e longitude) de cada célula que cobre o Cerrado brasileiro são utilizadas para construir uma matriz par-a-par de distâncias geográficas entre as células (**G**), com uma distância truncada (**D**) de 800 km. Esta distância truncada foi baseada nos padrões de autocorrelação espacial para a riqueza de espécies, e esta importância decorre de maior peso para os efeitos de curta-distância, após os processos de filtragem (ver abaixo). Portanto, distâncias maiores que 800 km foram substituídas por $4 \times \mathbf{D}$ (=3200 km), sendo que distâncias < 800 km foram consideradas tal como foram calculadas (ver Figura 1 de Borcard e Legendre 2002). A matriz truncada **G** foi então submetida a uma

Análise de Coordenadas Principais (PCORD) (Legendre e Legendre 1998), que consiste no estabelecimento de uma análise de auto-valores de dupla-centralização na matriz **G**.

Os autovetores, associados aos autovalores positivos da dupla-centralização na matriz **G**, representam a relação espacial entre as células que cobrem o Cerrado, em diferentes escalas espaciais. Os primeiros autovetores representam uma variação em escala pequena. Estes vetores são então novas variáveis ortogonais (denominados filtros por Griffith 2003) que capturam, em diferentes escalas, a geometria da rede que cobre o Cerrado, a qual pode ser incorporada numa estimativa de regressão padrão OLS múltipla em diferentes formas, de modo a descrever a autocorrelação espacial e conduzir a uma estimativa satisfatória dos parâmetros da regressão (Diniz-Filho e Bini 2005).

O próximo passo deste protocolo analítico incluiu a seleção de autovetores que poderiam entrar no processo de modelagem. Neste trabalho, selecionamos os filtros (junto com outros preditores) para minimizar a autocorrelação espacial nos resíduos. Estes foram atingidos a partir da inclusão dos filtros com estrutura espacial significativa, como medido pelo coeficiente *I* de Moran, na primeira classe de distância, maior ou igual a 0.1 (ver Griffith 2003, Diniz-Filho e Bini 2005). A riqueza total de espécies e a riqueza para cada categoria de hábitat foi então contrastada aos filtros de seleção espacial, junto com os preditores, utilizando um modelo padrão OLS com os coeficientes da autocorrelação espacial do *I* de Moran dos dados originais, para obtenção dos resíduos OLS.

Todas as análises foram feitas com o uso do programa *Spatial Analysis in Macroecology* (SAM) disponível em www.ecoevol.ufg.br/sam (ver Rangel *et al.* 2006).

Resultados

Os padrões de riqueza das espécies no Cerrado são similares aos de outras análises feitas para anfíbios anuros (Diniz-Filho *et al.* 2005, 2006), com mais espécies concentradas nas regiões sul e sudeste do bioma (figura 2).

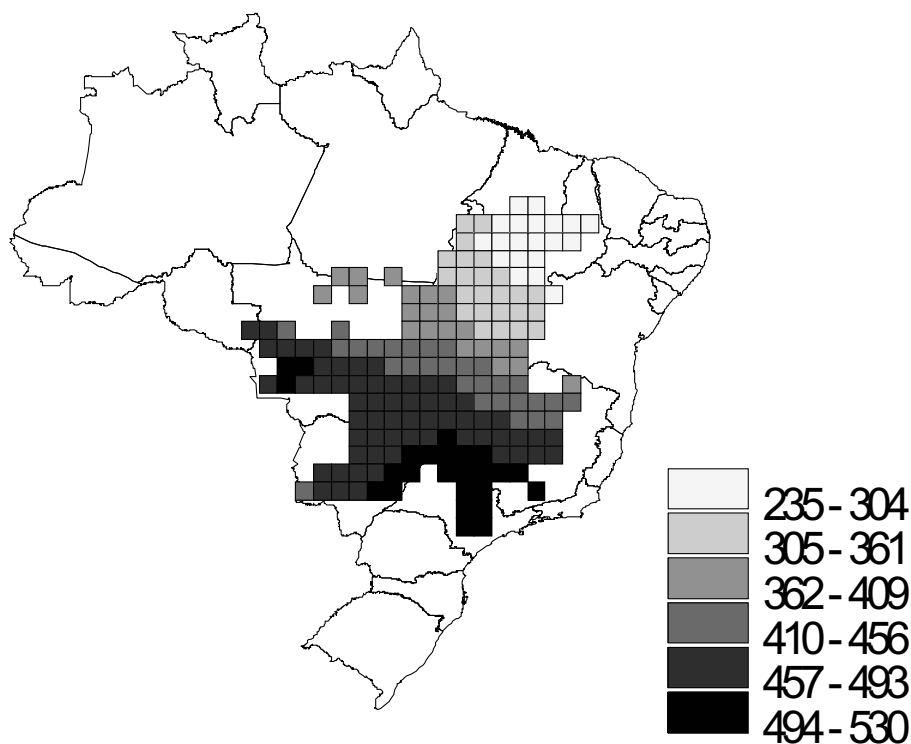


Figura 2. Padrões de riqueza para as 751 espécies de aves que se reproduzem no bioma Cerrado.

Entretanto, estes padrões mudaram ao dividir as 751 espécies estudadas nas três categorias de uso dos habitats de Cerrado. Calculando a riqueza baseada nas 205 espécies independentes de habitats florestais, pudemos observar padrões espaciais similares em relação àqueles descritos para todas as espécies, a partir de uma correlação altamente significativa ($r=0.865$, figura 3A). Entretanto, para as espécies que são semi-dependentes de habitats florestais, a riqueza está concentrada em 160 espécies (figura 3B), sendo pouco significativa em relação à riqueza total de espécies ($r=0.387$). Finalmente, para as 386 espécies

dependentes de habitats florestais (figura 3C), os padrões também são diferentes em relação aos anteriores ($r=0.428$, com a riqueza total). Como esperado por esta inspeção visual inicial de desconstrução dos padrões de riqueza, o PCNM inicial revelou que os preditores que explicam a riqueza de espécies variam para as diferentes categorias.

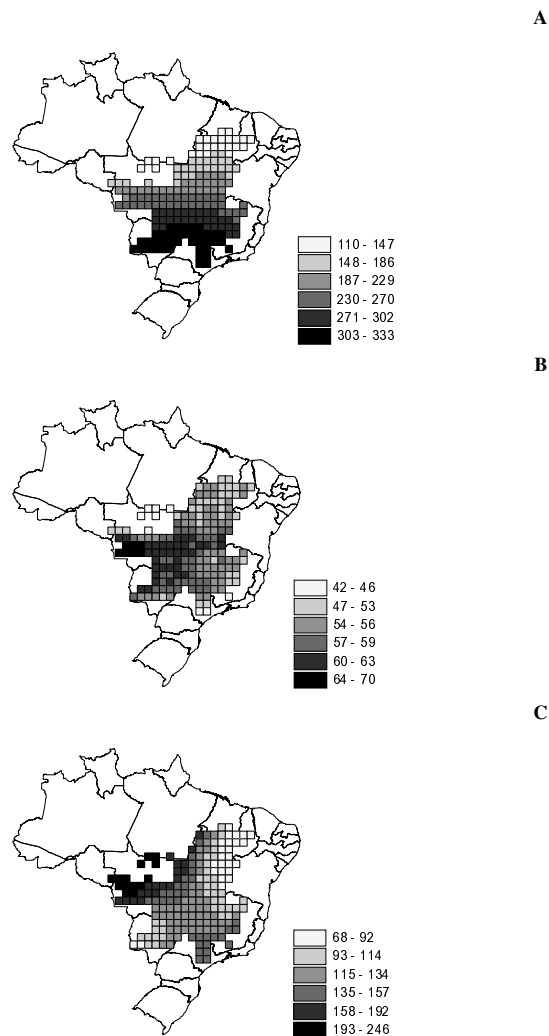


Figura 3. Distribuição da riqueza para as 751 espécies de aves que se reproduzem no bioma Cerrado. A: independentes de habitats florestais; B: semi-dependentes de habitats florestais; C: dependentes de habitats florestais.

Um grupo de 15 filtros espaciais primários, com coeficiente *I* de Moran maior ou igual a 0.1, foi usado para corrigir a autocorrelação dos resíduos das regressões OLS. Eles foram adicionados a cada regressão OLS junto às quatro variáveis ambientais e ao tamanho da população, de modo a prever os padrões de riqueza das espécies (Tabela 1). O poder de explicação total destes extensos modelos (R^2) foi normalmente muito alto, aproximando-se de 0.985, indicando que a maioria da variação da riqueza pôde ser explicada pelos efeitos combinados de estrutura geográfica e preditores ambientais. Entretanto, os efeitos dos preditores sozinhos foram muito baixos, especialmente para a categoria de riqueza das espécies semi-dependentes de habitats florestais. Do mesmo modo, em todos os casos o *I* de Moran para os modelos dos resíduos foram geralmente inferiores a 0.15 na classe de primeira distância, menores que os valores baseados na regressão padrão OLS sem os filtros, onde os valores foram normalmente superiores a 0.5. Isto revela que o emprego de autovetores da matriz vizinha foi efetivo, para considerar a maior parte da estrutura de autocorrelação espacial nos resíduos da regressão, em curtas escalas espaciais.

Tabela 1. Coeficientes parciais padronizados da regressão por Quadrados Mínimos Ordenados (OLS), incluindo os 5 preditores e os 15 filtros espaciais, para corrigir o efeito da autocorrelação parcial dos resíduos, modelando os padrões espaciais de riqueza com base em todas as espécies de aves, e na riqueza de acordo com a reestruturação dos tipos de habitats. Os coeficientes de determinação (R^2), e o I de Moran na primeira classe de distância do modelo OLS original, e após adicionar os filtros espaciais, também estão evidenciados. **1:** espécies independentes de habitats florestais; **2:** espécies semi-dependentes de habitats florestais; **3:** espécies dependentes de habitats florestais (segundo Silva 1995b).

Preditores	Todas as espécies	1	2	3
AET	0.191**	0.198**	0.253**	0.000
EVI	-0.021	-0.023	-0.033	0.002
POP2000	-0.019	0.016	-0.047	-0.062*
TEMP	-0.348**	-0.375**	0.233	-0.064
HUM	0.001	-0.158**	-0.077	0.293**
R^2 (OLS + Filtros)	0.976	0.961	0.747	0.944
R^2 (OLS)	0.655	0.800	0.188	0.659
I de Moran dos resíduos OLS	0.654	0.518	0.467	0.560
I de Moran dos resíduos OLS e dos filtros.	0.136	0.141	0.117	0.113

* - $P < 0.05$; ** - $P < 0.01$

Para a riqueza total de espécies, apenas os coeficientes espaciais de AET e temperatura foram significativos ($P < 0.05$), após adicionar os filtros espaciais. Para a riqueza das espécies independentes de habitats florestais, os coeficientes de regressão parcialmente significativos foram observados para AET, TEMP e HUM, com sinais negativos para estes dois últimos

preditores. Para a riqueza das espécies semi-dependentes de habitats florestais, apenas AET teve um efeito significativo e positivo. Por outro lado, a riqueza das espécies dependentes de habitats florestais evidenciou um coeficiente positivo e significativo para HUM, e negativo e baixo para POP2000 (Tabela 1).

Discussão

Os padrões de riqueza no Cerrado são similares aos estudados anteriormente, e seus preditores ambientais são considerados importantes para seu domínio espacial e de escala (Hawkins *et al.* 2003 a,b). O poder de explicação dos preditores ambientais é inferior em relação a análises prévias nas escalas continentais, sugerindo assim que combinações mais complexas de fatores ambientais estocástico-ecológicas e fatores históricos estão conduzindo a riqueza das espécies (ver Rangel e Diniz-Filho 2005). Em geral, a riqueza das aves está claramente associada com a evapotranspiração anual atual (AET), reforçando a idéia que, em amplas escalas espaciais, a riqueza é dirigida pela dinâmica água-energia (ver Hawkins *et al.* 2003 a, b).

Naturalmente, é importante notar que as dinâmicas evolutivas destes processos não são únicas no Cerrado e envolvem fenômenos biogeográficos em grandes escalas hierárquicas de espaço e tempo, uma vez que o endemismo das aves de Cerrado é extremamente baixo (i. e., aproximadamente 3.8%, segundo Silva 1995b, 1997, Silva e Bates 2002, Macedo 2002). Além disso, como ressaltado anteriormente (Silva 1995a, 1996, Silva e Bates 2002), a compreensão dos padrões da avifauna no Cerrado envolvem, além dos típicos padrões ecológicos e climáticos, dinâmicas em grandes escalas dos tipos de vegetação durante o Pleistoceno e as conexões entre as florestas Amazônica e Atlântica. Apesar destes processos mais evolutivamente complexos implícitos, a estratégia de desconstrução proposta por

Marquet *et al.* (2004) foi extremamente importante elucidar os efeitos de uso do hábitat pelas espécies segundo os padrões totais de riqueza.

Assim, Silva (1995a) ressalta que estudos envolvendo relações filogenéticas das espécies endêmicas suportam as correlações históricas entre o Cerrado com outros biomas de vegetação aberta na América do Sul, como o Chaco, os Pampas, parte da Patagônia, e a subzona Andina, o que provavelmente relaciona-se à maior riqueza de espécies nas regiões sul e sudeste do Bioma, tal como observado aqui. A esse respeito, a maioria das espécies dependentes de habitats florestais, com centros de distribuição na Floresta Atlântica, estende significativamente suas áreas de distribuição no bioma Cerrado (Silva 1996), o que também pode estar contribuindo para esta concentração meridional de espécies, embora isto não tenha sido exclusivamente observado para as espécies florestais (figura 3C).

O primeiro padrão a ser discutido é o das espécies semi-dependentes de habitats florestais, o qual segue o padrão geral das aves sul-americanas, onde a AET é um preditor muito importante, embora o poder total de explicação do modelo seja relativamente baixo (Hawkins *et al.* 2003a, Mathias *et al.* 2004, Diniz-Filho e Bini 2005, mas ver Jetz e Rahbek 2001). Os efeitos da heterogeneidade de hábitat, pelo menos como medido a partir do relevo topográfico, não foi testado em nossas análises, mas provavelmente tem um efeito muito baixo em relação ao que foi detectado anteriormente (Jetz e Rahbek 2001), para mudar a extensão de domínio e resolução das células. Efeitos diretos ou indiretos da vegetação como medidos pelo EVI (ver Hawkins *et al.* 2005), não foram significativos para a categoria de espécies semi-dependentes de habitats florestais (nem para as demais categorias de riqueza).

A riqueza de espécies da categoria independentes de habitats florestais também seguiu este mesmo padrão, embora tenham aparecido efeitos parcialmente significativos e negativos de temperatura e umidade. Estes efeitos são similares, e altamente correlacionados com os padrões para a riqueza total, apesar de que, neste último caso o efeito da umidade não tenha

sido significativo. Portanto, após estabelecer a AET na análise (i.e., assumi-la como uma preditora mais geral, que atua num elevado nível hierárquico), mais espécies foram encontradas em áreas frescas e secas. Todavia, este efeito negativo de temperatura é o preditor mais importante, embora o valor absoluto da reta padrão (equivalente à correlação parcial) também não tenha sido tão alto ($b = -0.375$).

Finalmente, um modelo muito interessante foi encontrado para os padrões de riqueza baseados na categoria de dependência de habitats florestais. Diferente de todos os demais padrões de riqueza, a AET não foi um preditor importante, e o único efeito climático evidente foi HUM, com um coeficiente parcial positivo e significativo igual a 0.293. Portanto, a acentuada riqueza para as espécies florestais é observada em áreas mais úmidas, tal como esperado para habitats de florestas. Convém ressaltar que, de acordo com Silva (1996), a maioria das 200 espécies florestais com centros de distribuição na Floresta Amazônica permanece nas porções mais a noroeste do Cerrado, em áreas de baixa altitude, o que provavelmente favorece uma maior concentração de espécies nesta porção limítrofe entre o Cerrado e a Floresta Amazônica.

Entretanto, e mais interessante, um efeito pequeno e negativo (embora significativo) foi também detectado para a população humana. Portanto, a elevada riqueza de espécies dependentes de habitats florestais, após corrigir todos os efeitos das análises, foi observada em áreas com baixos níveis de ocupação humana. Esta foi a única categoria onde os efeitos da ocupação humana (i.e., população) foram detectados. A presença de uma correlação negativa e significativa entre riqueza e população humana sugere uma estrutura causal não resolvida (ver Shipley 1997) que demanda uma interpretação final, e algumas alternativas para explicá-las poderiam ser discutidas.

A princípio poderia ser um simples efeito dos padrões geográficos, onde a riqueza de espécies florestais tende a um crescimento rumo ao norte, em direção à região Amazônica,

cuja população humana tende a decrescer. Este decréscimo se deve a recentes padrões históricos de colonização humana no Cerrado, que se iniciaram principalmente no final do século XIX e aceleraram somente após a segunda metade do século XX, com a construção de Brasília (a atual capital do país, ver Klink e Moreira 2002). Ao mesmo tempo, a agricultura e pecuária iniciaram um processo de expansão nas regiões sul e sudoeste do país, levando a um movimento de ocupação do Cerrado em um gradiente sul-norte e leste-oeste (Klink e Moreira 2002). Embora isto possa explicar a correlação indireta entre riqueza e tamanho populacional humano, é importante lembrar os efeitos espaciais dos filtros PCNM, e portanto uma correlação indireta, baseada em aspectos geográficos, provavelmente não deve ser o único componente da correlação a ser considerado.

Os atuais componentes de perda dos habitats e extinções locais concentrados nas regiões a sudeste do Cerrado, embora provavelmente sejam suficientes para gerar os padrões observados (Brooks *et al.* 2002), podem não ter sido plausíveis para este caso, devido aos nossos dados terem sido baseados no total, em amplas escalas, possivelmente refletindo áreas de distribuição geográfica histórica das espécies, e não as atuais distribuições reais (mas conferir LaSorte 2006).

Diniz-Filho *et al.* (2005) mostraram que a correlação positiva entre riqueza de anuros e população humana no Cerrado poderia refletir um efeito do conhecimento (i.e., taxas de descrição das espécies), mais que uma ligação direta com base na maior disponibilidade de energia (ver Balmford *et al.* 2001). Uma explicação similar poderia ser empregada para explicar a correlação, uma vez que espécies florestais são geralmente furtivas e consideradas mais difíceis para identificação e descrição. Neste contexto, Bibby *et al.* (2000) ressaltam que em habitats abertos podem-se observar mais espécies e números de aves, respectivamente. Todavia, de um modo geral, as espécies dependentes de habitats florestais foram descritas um pouco depois das outras, com descrição média igual a 1823.16 ± 36.13 em relação às datas

médias de 1807.35 ± 34.9 e 1813.44 ± 36.13 para as espécies independentes e semi-dependentes de habitats florestais, respectivamente (ANOVA, $F_{(2,748)} = 14.494$; $P < 0.001$). Em nossas análises, contudo, a correlação parcial foi negativa, o que solicitou explicações adicionais. Isto pode indicar que os processos de descrição já estão finalizados, diferentemente do que se observa para anuros (Diniz-Filho *et al.* 2005). Considerando os dois efeitos significativos, pode-se verificar que elevadas riquezas de espécies aparecem em áreas de alta umidade, mas em uma magnitude pequena e constante, ela ocorre em áreas com baixas densidades populacionais humanas.

Conclusões

Nossa análise de desconstrução revelou que diferentes categorias de aves, com relação à dependência de habitats florestais, mostraram diferentes padrões espaciais de riqueza de espécies, os quais, conseqüentemente, podem ser explicados por diferentes grupos de preditores. Como discutido anteriormente, estas explicações são coerentes com o atual conhecimento dos padrões de diversidade em grandes escalas. Além disso, a compreensão destas diferenças pode ser bastante útil para futuras estratégias de conservação, uma vez que o conjunto de teias complementares designadas para alcançar uma representação máxima, ou a persistência baseada nos padrões totais (ver Diniz-Filho *et al.* 2006), pode gerar uma cobertura desproporcional para estas diferentes categorias de espécies. Maiores investigações destes assuntos são necessárias, mas certamente um primeiro passo rumo a estes planos de conservação mais efetivos é a compreensão dos padrões de riqueza e seus condutores ambientais. A desconstrução, como mostrado aqui, pode ser um importante componente deste entendimento.

Referências bibliográficas

- Balmford A., Moore, J. L., Brooks T., Burgess, N., Hansen, L. A., Williams, P. e Rahbek., C. (2001). Conservation conflicts across Africa. **Science** 291:2616-2619.
- Badgley, C. e Fox, D. L. (2000). Ecological biogeography of North American mammals: species density and ecological structure in relation to environmental gradients. **Journal of Biogeography** 27 (6): 1437-1467.
- Bibby, C. J., Burguess, N. D., Hill, D. A. e Mustoe, S. H. (2000). **Bird Census Techniques (2nd ed.)**. London. London Academic Press, 302p.
- Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F. e Hawkins, B. A. (2004). Macroecological explanations for differences in species richness gradients: a canonical analysis of South American birds. **Journal of Biogeography** 31 (11): 1819-1827.
- Borcard, D. e Legendre, P. (2002). All-scale spatial analyses of ecological data by means of principal coordinate of neighbour matrices. **Ecological Modelling** 153: 51-68.
- Borcard, D., Legendre, P., Avois-Jacquet, C. e Tuomisto, H. (2004). Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. **Ecology** 85: 1826-1832.
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R. Flick, P., Pilgrim, J., S., Oldfield, S., Magin, G., e Hilton-Taylor, C. (2002). Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology** 16 (4): 909–923.
- Brown, J. H. e Lomolino, M. (1998). **Biogeography, (2nd. ed.)**. Sunderland.Sinauer Press, 691p.
- Chown, S. L., van Rensburg, B. J., Gaston, K. J., Rodrigues, A. S. L., e van Jaarsveld, A. S. (2003). Energy, species richness, and human population size: conservation implications at a national scale. **Ecological Applications** 13: 1233–1241.

- Currie, D. J., Mittelbach, G. G., Cornell, H. V., Field, R., Guégan, F., Hawkins, B. A., Kaufman, D. M., Kerr, J. T., Obedorff, T., O'Brien, E. e Turner, J. R. G. (2004). Predictions and tests of climate-based hypotheses of broad-scale variation in taxonomic richness. **Ecology Letters** 7 (12): 1121-1134.
- Diniz-Filho, J. A. F. e Bini, L. M. (2005). Modelling geographical patterns in species richness using eigenvector-based spatial filters. **Global ecology and biogeography** 14: 177-185.
- Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M. e Hawkins, B. A. (2003). Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. **Global ecology and biogeography** 12: 53-64.
- Diniz-Filho, J. A. F., Bastos, R. P., Rangel, T. F. L. V. B., Bini, L. M., Carvalho, P. e Silva, R. J. (2005). Macroecological correlates and spatial patterns of anurans description dates in Brazilian Cerrado. **Global ecology and biogeography** 14: 469-477..
- Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Rangel, T. F. L. V. B., Carvalho, P., Pinto, M. P., Couto, M. S. D. S. e Bastos, R. P. (2006). Spatial components of conservation conflicts for anurans in brazilian Cerrado. **Biodiversity and conservation** (in press).
- Evans, K. L. e Gaston, K. J. (2005). People, energy and avian species richness. **Global Ecology and Biogeography** 14: 187-196.
- Gaston, K. J., e Evans, K. L. (2004). Birds and people in Europe. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B- Biological Sciences** 271: 1649-1655.
- Griffith, D. (2003). **Spatial autocorrelation and spatial filtering: gaining understanding through theory and visualization**. Springer-Verlag. Berlin, 247p.
- Hawkins, B. A. (2001). Top-down and botton-up forces in the population and community ecology of insects. **Basic and Applied Ecology** 2 (4): 293-294.
- Hawkins, B. A., Porter, E. e Diniz-Filho, J. A. F. (2003a). Productivity and history of predictors of the latitudinal diversity gradient. **Ecology** 84: 1608-1623.

- Hawkins, B. A., Field, R., Cornell, H. V., Currie, D. J., Guegan, J. F., Kaufman, D. M., Kerr, J. T., Mittelbach, G.G, Obedorff, T., O'Brien, E. M., Porter, E. E., e Turner, J. R. G. (2003b). Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology** 84: 3105-3117.
- Hawkins, B. A., Diniz-Filho, J. A. F., e Soeller, S. A. (2005). Water links the historical components of the Australian bird diversity gradient. **Journal of Biogeography** 32 (6): 1035-1042.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) (2000). **Censo demográfico 2000: resultados preliminares**. Rio de Janeiro. IBGE. www.ibge.gov.br
- Jetz, W. e Rahbek, C. (2001). Geometric constraints explain much of the species richness pattern in African birds. **Proceedings of National Academy of Sciences, USA**, 98: 5661-5666.
- Klink, C. A. e Moreira, A. G. (2002). Past and current human occupation, and land use. *In*: Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna**. New York. Columbia University Press, 69-88p.
- Klink, C. A., e Machado, R. B. (2005). Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology** 19 (3): 707-713.
- LaSorte, F. (2006). Geographic expansion and increasing prevalence of common species in avian assemblages: implications for large scale patterns of species richness. **Journal of Biogeography** 33: 1183-1191.
- Legendre, P., Dale, M. R. T., Fortin, M. J., Gurevitch, J., Hohn, M., e Myers, D. (2002). The consequences of spatial structure for the design and analysis of ecological field surveys. **Ecography** 25: 601-615.
- Legendre, P. e Legendre, L. (1998). **Numerical ecology**. Amsterdam. Elsevier, 853p.

- Mathias, P. V. C., Mendonça, C. V., Rangel T. L. F. V. B., e Diniz-Filho, J. A. F. (2004). Sensitivity of macroecological patterns of South American parrots to differences in data sources. **Global Ecology and Biogeography** 13: 193-198.
- Macedo, R. H. F. (2002). The avifauna: ecology, biogeography and behavior. *In*: Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York. Columbia University Press, 242-263p.
- Marquet, P. A., Fernàndez, M., Navarrete, S. A. e Valdovinos, C. (2004). Diversity emerging: toward a deconstruction of biodiversity patterns. *In*: Lomolino, M. e Heaney L. R. (eds.). **Frontiers of biogeography: new directions in the geography of nature**. Massachussets. Sinauer Associates, Inc. Publishers, 191-209p.
- Myers, N., Mittermeyer, C. G., Fonseca, G. A. B. e Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858.
- Oliveira-Filho, A. T. e Ratter, J. A. (2002). Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome. *In*: Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York. Columbia University Press, 91-120p.
- Rangel, T. F. L. V. B. e Diniz-Filho, J. A. F. (2005). An evolutionary tolerance model explaining spatial patterns in species richness under environmental constraints. **Ecography** 28 (2): 253-263.
- Rangel, T. F. L. V. B., Diniz-Filho, J. A. F. e Bini, L. M. (2006). Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. **Global Ecology and Biogeography**, 15 (in press).
- Ratter, J. A. e Dargie, T. C. D. (1992). An analysis of the floristic composition of 26 Cerrado areas in Brazil. **Edinburg Journal of Botany** 53: 153-180.

- Ratter, J. A., Bridgewater, S., Atkinson, R. e Ribeiro, J. F. (1996). Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation II: comparison of the woody vegetation of 98 areas. **Edinburg Journal of Botany** 53: 153-180.
- Silva, J. M. C. (1995a). Biogeographic analysis of the South America Cerrado Avifauna. **Steenstrupia** 21: 49-67.
- Silva, J. M. C. (1995b). Birds of the Cerrado region, South America. **Steenstrupia** 21: 69-92.
- Silva, J. M. C. (1996). Distribution of Amazonian and Atlantic birds in gallery forests of the Cerrado Region, South America. **Ornitologia Neotropical** 7: 1-18.
- Silva, J. M. C. (1997). Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. **Biodiversity and Conservation** 6: 435-450.
- Silva, J. M. C., e Bates, J. M. (2002). Biogeographic patterns and conservation in South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. **Bioscience** 225 52 (3): 225-233.
- Shipley, B. (1997). Exploratory Path Analysis with Applications in Ecology and Evolution. **American Naturalist** 149 (6): 1113-1138.
- Willig, M. R., Kaufman, D. M. e Stevens, R. D. (2003). Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale and synthesis. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 34: 273-309.
- Willis, K. J. e Whittaker, R. J. (2002). Species diversity-Scale Matters. **Science** 295: 1245-1248.

Capítulo III. *Biogeografia da conservação das aves do Cerrado brasileiro*

Resumo

Neste trabalho foi utilizada uma aproximação biogeográfica baseada nas áreas de distribuição de 751 espécies de aves que se reproduzem no Cerrado brasileiro, a fim de obter uma rede regional de áreas prioritárias para a preservação da maioria das espécies. A rede final, obtida segundo um algoritmo de *annealing* simulado, baseado na complementaridade e associada ao custo provindo da variável de ocupação humana, apresentou um total de 16 células, amplamente distribuídas no bioma. Os resultados obtidos foram importantes tanto para comparações com estudos provenientes da biogeografia clássica, quanto para sugerir alternativas para futuros programas de conservação e pesquisa. Um procedimento de aleatorização demonstrou que uma rede de reservas obtida apenas para as espécies endêmicas é pouco significativa para preservar as espécies como um todo. A aproximação biogeográfica utilizada aqui pode ser importante para delinear estratégias para preservação das espécies em biomas críticos como o Cerrado.

Palavras-chave: Aves, Cerrado, Biogeografia da Conservação, Otimização, Rede de reservas.

Abstract

Conservation biogeography of birds in Brazilian Cerrado. In this paper we used a biogeographical approach based on the ranges of 751 Brazilian Cerrado breeding bird species, to obtain a priority regional network of areas that preserve the most of these species. The final network, obtained using a simulation annealing algorithm based on complementarity associated with a cost from the human occupation variable, has a total of 16 cells, widely distributed throughout the biome. The results shown here were important both to comparisons with classical biogeographical studies and to show options for future conservation and survey programs. A randomization routine shows that endemic species reserve network was non-significant to preserve the species as a whole. The biogeographic approach used here can be important to develop strategies for species preservation in critical biomes as Cerrado.

Key words: Birds, Cerrado, Conservation Biogeography, Optimization, Reserve network.

Introdução

Estima-se que as perdas irreversíveis da diversidade biológica sejam decorrentes de uma complexa resposta à ação do homem no ambiente (Vitousek *et al.* 1997). Segundo Balmford *et al.* (2002), a taxa média de mudanças nos biomas terrestres é de aproximadamente 1,2% ao ano. A situação a princípio agrava-se nos “pontos quentes” de biodiversidade (*biodiversity hot spots*), os quais possuem acentuado endemismo de espécies, em contraste com uma significativa influência antrópica (Myers *et al.* 2000). Nessas regiões verifica-se também uma das maiores taxas de crescimento populacional humano (Cincotta *et al.* 2000).

Várias disciplinas surgiram em contrapartida a essas crises globais de diversidade, dentre as quais a Biogeografia da Conservação, que consiste na aplicação de inferências provindas da biogeografia a fim de mitigar os problemas relacionados à conservação da biodiversidade, dando como prioridade o planejamento estratégico de conservação em escalas espaciais amplas (Whittaker *et al.* 2005). Neste contexto, uma das estratégias mais utilizadas e mais eficientes para a preservação da biodiversidade em uma área é o estabelecimento de unidades de conservação para a mesma (Margules e Pressey 2000, Aaron *et al.* 2001), embora algumas críticas tenham sido feitas à adoção de estratégias de forma isolada (Turner e Wilcove 2005). Um dos principais pontos dessa crítica é que, em geral, interesses políticos, econômicos, culturais e cênicos são considerados mais importantes do que critérios científicos e mensurações diretas dos vários componentes da diversidade biológica (Pressey 1994, Possingham *et al.* 2000, Diniz-Filho *et al.* 2004, 2005a).

A demarcação de um sistema de reservas deveria basear-se na representação máxima da biodiversidade de uma área, associada a um baixo custo (Pressey *et al.* 1997, Margules e

Pressey 2000, Diniz-Filho *et al.* 2004, 2006, Rangel *et al.* no prelo). Esta otimização envolveria muitos aspectos, incluindo a distribuição espacial das reservas, suas conexões, área total e percentagem de habitats disponíveis (Possingham *et al.* 2000, Cabeza e Moilanen 2001, Briers 2002, Lawler *et al.* 2003, Willians *et al.* 2004). Além disso, fatores sócio-econômicos, associados ao desenvolvimento das populações humanas, inclusive tamanho da população, taxa de crescimento populacional e uso da terra, poderiam ser relevantes (Abbit *et al.* 2000), e muitos trabalhos recentes discutem as implicações de correlações em amplas escalas entre riqueza de espécies e densidades populacionais humanas (Balmford *et al.* 2001, Araújo 2003, Chown *et al.* 2003, Luck *et al.* 2004, Gaston e Evans 2004). Estas correlações foram interpretadas como um indício de que os processos que conduzem a riqueza de espécies, normalmente relacionados com alta produtividade ecológica e ocupação de habitats mais disponíveis, também conduzem a elevadas populações humanas, segundo a hipótese energética de “mais indivíduos” (Balmford *et al.* 2001).

Entretanto, em algumas circunstâncias, as densidades populacionais humanas podem não ser o melhor indicador do impacto ambiental numa área, visto que tanto os processos históricos de ocupação quanto os padrões de uso da terra podem apresentar maior influência, em relação apenas ao número de habitantes (Faith e Walker 2002). No bioma Cerrado, por exemplo, as atividades econômicas de uso da terra baseadas na agricultura mecanizada aparentemente provocam significativo impacto aos recursos naturais (Klink e Moreira 2002, Klink e Machado 2005), o que foi recentemente constatado por Rangel *et al.* (no prelo), para anfíbios anuros. Neste contexto, os objetivos deste trabalho consistiram em avaliar os padrões espaciais de riqueza e endemismo das espécies de aves do Cerrado brasileiro. Além disso, foram avaliados como estes padrões podem ser favoravelmente representados segundo os procedimentos de complementaridade e insubstituibilidade, de forma a definir quais regiões do bioma são mais importantes para representar a riqueza total de aves. Verificou-se também

quais redes representaram melhor as espécies estudadas, segundo dois diferentes cenários: sem envolver custos variáveis e considerando os custos diferenciados ao longo de gradientes de ação antrópica no Cerrado.

Material e métodos

O bioma Cerrado foi superposto em uma malha com 181 células com resolução de 1° de latitude/longitude e, portanto, com cerca de 111 km de lado (12321 km², figura 1). As áreas de distribuição geográfica (i.e., extensões de ocorrência) das 751 espécies de aves que se reproduzem na área contínua do Cerrado (segundo Silva 1995b - uma lista detalhada de espécies e as referências utilizadas encontram-se pormenorizadamente descritas no capítulo 1, e nos apêndices I e II) foram compiladas nestas malhas, e a presença das espécies em cada célula foi registrada, formando uma matriz binária (0/1) de presenças-ausências das 751 espécies nas 181 células. A riqueza de espécies foi estimada a partir da contagem das sobreposições das áreas de distribuição geográfica das espécies para cada uma das células cobrindo o bioma Cerrado.

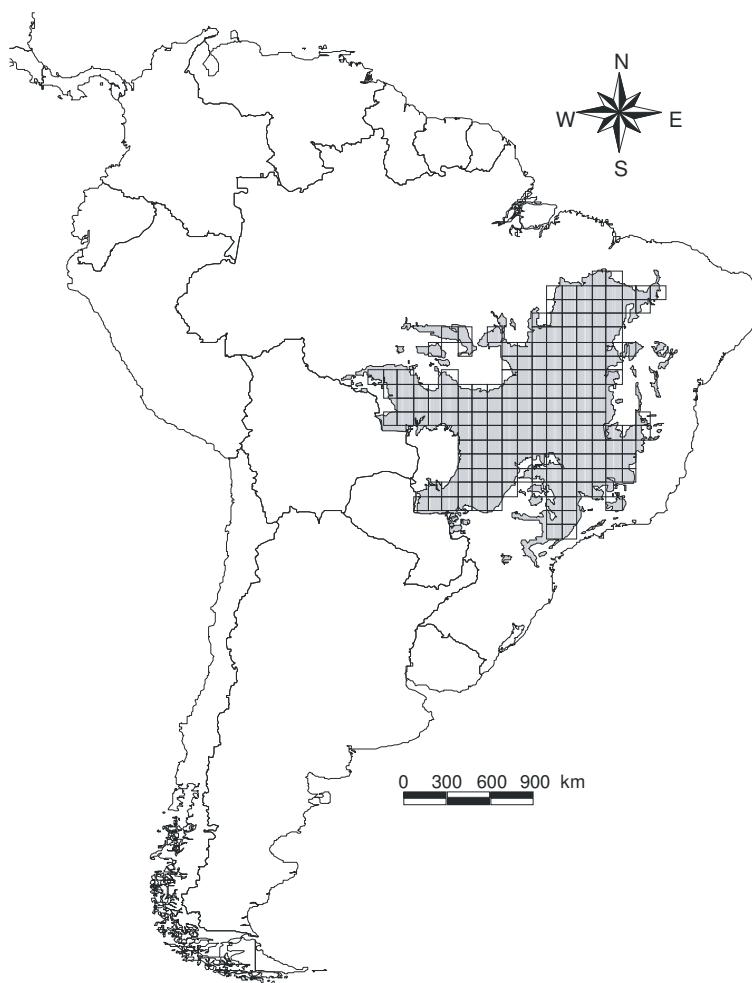


Figura 1. Distribuição das 181 células utilizadas para analisar a variação espacial da riqueza e complementaridade das espécies de aves no Bioma Cerrado.

Foram feitas análises tanto para todas as espécies estudadas, quanto para apenas as 29 espécies endêmicas com reprodução conhecida para a área contínua do Cerrado (segundo Silva 1995b, Silva e Bates 2002). Para tanto, foi utilizado um procedimento de otimização, baseado no princípio da complementaridade, de forma a selecionar o número mínimo de células necessárias a fim de representar todas as espécies ao menos uma vez (Church *et al.* 1996, Possingham *et al.* 2000, Polasky *et al.* 2000, 2001, Cabeza e Moilanen 2001). O

algoritmo de *annealing* simulado foi realizado na rota *Site Selection Mode* (SSM) do programa SITES (Andelman *et al.* 1999), permitindo obter uma rede mínima de células, com cem repetições, cada uma delas definida após 10.000.000 de iterações do SSM. A frequência de cada célula ao longo das várias otimizações das teias indicou a sua importância relativa para as soluções de complementaridade, consistindo assim numa forma para estimar a insubstituibilidade de cada célula (Ferrier *et al.* 2000, Meir *et al.* 2004).

As análises de SSM, tanto para todas as espécies como somente para as endêmicas, foram feitas em dois diferentes momentos: sem custo e com custo para cada célula, respectivamente. Para o segundo momento, o custo foi expresso pela variável de ocupação humana, que consistiu na fusão dos três componentes principais obtidos a partir de 23 variáveis sócio-econômicas mensuradas em 1054 municípios inseridos nas 181 células cobrindo o bioma Cerrado (ver Rangel *et al.* no prelo). Os 3 primeiros componentes principais da matriz de correlação entre essas variáveis foram interpretados como expressões dos principais conflitos de conservação da biodiversidade no Cerrado, ou seja, expressando variações espaciais na agricultura mecanizada, na criação de gado bovino e nas densidades populacionais humanas (segundo Rangel *et al.* no prelo). Alguns estudos anteriores (Balmford *et al.* 2001, Chown *et al.* 2003, Diniz-Filho *et al.* 2004, Diniz-Filho *et al.* 2005b) utilizaram, como estimativa de custo ou medida de intensidade de conflitos de conservação, apenas as estimativas de densidades das populações humanas. Entretanto, o presente modo de ocupação do Cerrado baseia-se numa rápida expansão da agricultura mecanizada, e na criação de gado bovino em latifúndios, de modo que variáveis ligadas a outras formas de ocupação humana são relevantes (Klink e Moreira 2002, Klink e Machado 2005, figura 2).

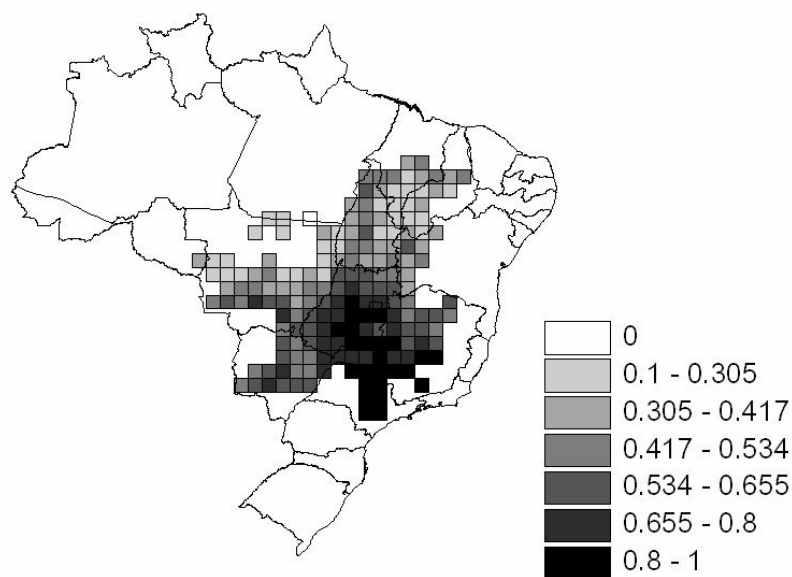


Figura 2. Padrão espacial de distribuição da variável composta de ocupação humana no mapa quadriculado do Cerrado brasileiro.

Procurou-se verificar, também, para a rede mínima incorporando a variável de ocupação humana como custo, se existe uma unidade de conservação circunvizinha (UC), com área maior ou igual a 25.000 hectares (segundo Silva e Bates 2002, e IBAMA, no site www.ibama.gov.br), ou se existe uma área considerada como prioritária para conservação (AP), de acordo com Cavalcanti e Joly (2002). A inspeção consistiu em localizar, no mapa quadriculado, as UCs e APs situadas em quaisquer células que circundam a célula selecionada, conforme expresso na figura 3. As UCs e APs mais distantes em relação a este limite foram descartadas da inspeção. Esta inspeção foi importante para verificar se as regiões que constituem a rede de reservas obtidas neste estudo encontram-se inseridas ou próximas a áreas de preservação legal, ou mesmo a áreas consideradas como prioritárias para a conservação segundo estudos anteriores, respectivamente.

1	2	3
4	5	6
7	8	9

Figura 3. Desenho esquemático evidenciando uma rede de quadrículas, constituída por uma célula central (5) com insubstituibilidade máxima segundo o procedimento de SSM. As quadrículas brancas adjacentes evidenciam o limite pela qual as UCs e APs podem ser consideradas.

Foi utilizado um procedimento de aleatorização para a rede de células obtidas a partir da análise das espécies endêmicas com o custo. Para tanto, calculou-se a riqueza das espécies preservadas para uma rede gerada aleatoriamente com o mesmo número de células obtidas pelo procedimento acima, e repetiu-se este processo por 10.000 vezes. O objetivo foi verificar a eficiência relativa desta rede de células obtidas pelo SSM para a preservação das espécies como um todo. Em particular, procurou-se avaliar o grau de eficiência das espécies endêmicas em relação à representação do total de espécies de aves existentes no bioma. O procedimento

de aleatorização foi desenvolvido com o uso do programa RRS (*Randomization Reserve Selection*), de Rangel *et al.* (2004).

Resultados

O padrão para a riqueza total de espécies no Cerrado é similar àquele encontrado para estudos envolvendo anfíbios anuros (Diniz-Filho *et al.* 2005b, 2006), com mais espécies encontradas nas regiões sul e sudeste do bioma (figura 4).

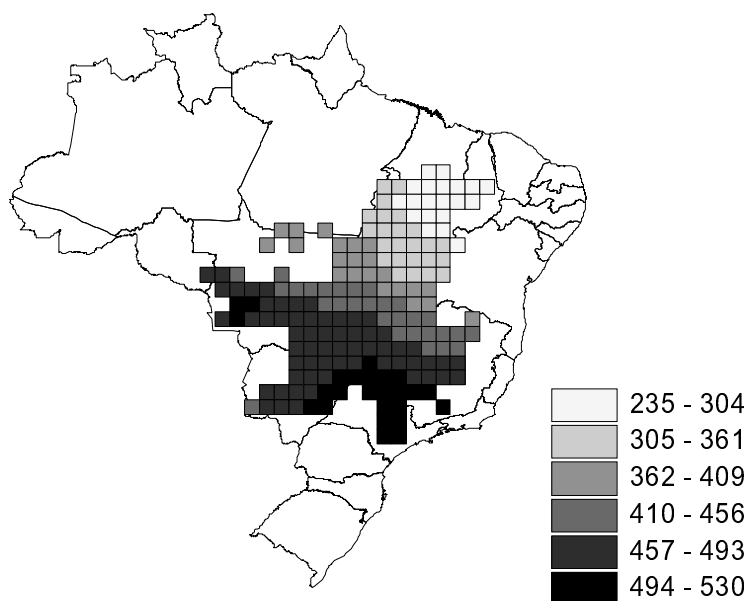


Figura 4. Padrão espacial de riqueza das 751 espécies de aves estudadas para o Cerrado. A área torna-se mais escura a medida que a riqueza aumenta.

A relação de regiões obtidas, para cada análise de *annealing* simulado, encontra-se pormenorizadamente descrita na tabela 1. Combinando as 100 diferentes soluções mínimas

com 16 células, é possível ver que, das regiões com alto valor de insubstituibilidade, verificou-se inicialmente que 14 regiões (ou células) podem ser críticas (ou seja, possuem valores elevados de insubstituibilidade) para representar todas as espécies estudadas ao menos uma vez (figura 5A). Doze delas situam-se nas bordas do Cerrado, e somente duas regiões, na divisa entre os estados de Goiás e Mato Grosso, situam-se mais ao centro do bioma. Cerca de sete das outras regiões com valores intermediários de insubstituibilidade foram constatadas nas porções mais centrais do Cerrado.

Tabela 1. Número de regiões (representadas pelas células do mapa quadriculado) obtidas a partir do procedimento de *annealing* simulado, para todas as 751 espécies estudadas, e apenas para as 29 espécies endêmicas, ambos os grupos com reprodução conhecida para a área contínua do Cerrado brasileiro, sendo considerados dois diferentes cenários: a) sem envolver os custos; b) envolvendo os custos para cada célula, de acordo com a variável de ocupação humana.

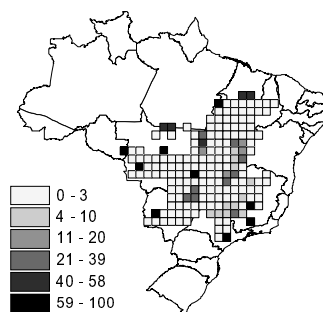
<i>Análises</i>	<i>Periferia</i>	<i>Centro</i>	<i>Total</i>
<i>Sem os custos*</i>			
Todas as espécies	12	02	14
Espécies endêmicas	04	02	06
<i>Com os custos</i>			
Todas as espécies	12	04	16
Espécies endêmicas	03	02	05

* Considerando somente as regiões com elevada insubstituibilidade.

A mesma análise para as 29 espécies endêmicas evidenciou que 10 regiões podem ser criticamente importantes para a preservação (figura 5B). Destas regiões, seis demonstraram

um elevado valor de insubstituibilidade, sendo duas na margem sudeste, uma entre os estados de Goiás e Minas Gerais, e três na porção limítrofe a noroeste, entre os estados de Goiás, Tocantins e Mato Grosso. Das outras quatro regiões com valores intermediários de insubstituibilidade, duas concentraram-se a sudoeste, entre os estados de Goiás e Mato Grosso, e duas foram constatadas na margem noroeste do bioma, junto às três regiões de grande insubstituibilidade descritas anteriormente.

A



B

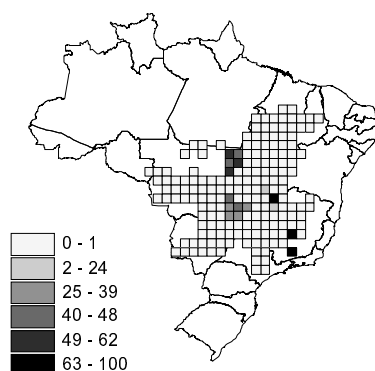


Figura 5. Padrões espaciais sem os custos para a insubstituibilidade estimada pela frequência das células, para as 100 soluções ótimas. A: para todas as 751 espécies que se reproduzem no Cerrado brasileiro; B: apenas para as espécies endêmicas.

O procedimento de *annealing* simulado incorporando o custo, mensurado pela variável composta de ocupação humana, para o total de espécies, demonstrou que uma rede com dezesseis células (regiões) é capaz de representar todas as espécies em regiões com menor ocupação humana possível (figura 6A). A maioria das regiões selecionadas foi encontrada nas margens da área contínua do Cerrado, e somente quatro delas localizam-se mais ao centro do bioma. A tabela 2 demonstra que 5 células selecionadas não estão próximas das UCs, e duas encontram-se significativamente distantes das APs. Uma célula permanece isolada em relação a ambos os tipos de unidades de conservação consideradas no presente estudo.

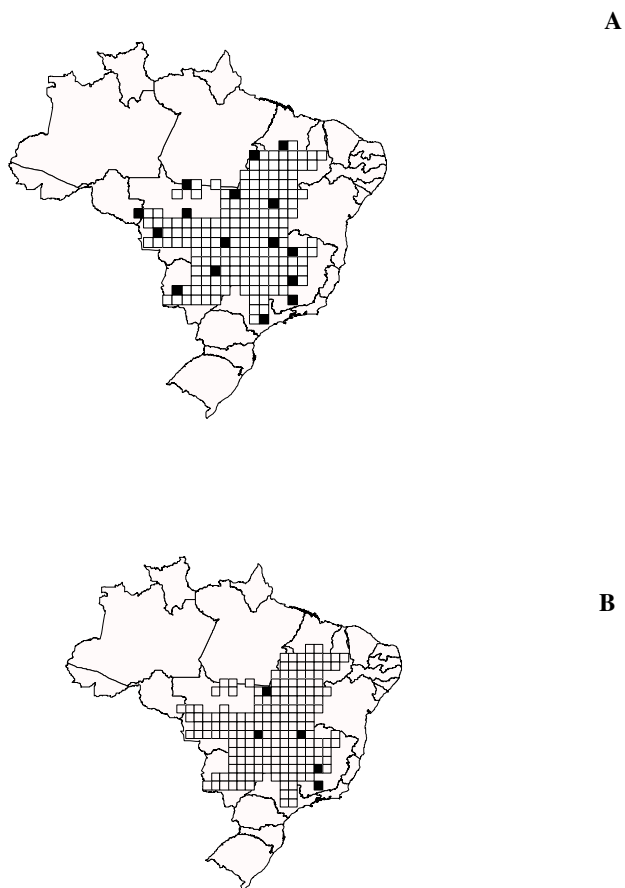


Figura 6. Padrões espaciais com os custos para a insubstituibilidade estimada pela frequência das células, para as 100 soluções ótimas. A: para todas as 751 espécies que se reproduzem no Cerrado brasileiro; B: apenas para as espécies endêmicas.

Tabela 2. Dados para as 16 áreas definidas como prioritárias para a conservação das 751 espécies de aves que se reproduzem no Cerrado Brasileiro, a partir da rede mínima que considera a variável de ocupação humana como custo. Os estados brasileiros estão indicados pelas siglas correspondentes. As coordenadas geográficas, expressas em graus de latitude sul (S) e de longitude oeste (W), indicam a localização de cada quadrícula constituinte da rede de reservas. UC: unidades legais de conservação mais próximas às quadrículas selecionadas, com área de tamanho ≥ 25000 ha, segundo Silva e Bates (2002) e IBAMA, sendo P.E.= Parque Estadual; P.N.= Parque Nacional; E.E.= Estação Ecológica; A.P.A.= Área de Proteção Ambiental. AP: área prioritária para conservação mais próxima à quadrícula selecionada, segundo Cavalcanti e Joly (2002), As quadrículas em negrito foram também verificadas para a análise das espécies endêmicas com os custos. SE: subáreas de endemismo segundo Silva (1997) e Silva e Bates (2002).

ESTADO	COORDENADAS GEOGRÁFICAS	UC	AP	SE
MA	5°,6'S; 45°,46'W	P.E. do Mirador	Florestas semidecíduas do Maranhão	--
TO/PA	6°,7'S; 48°,49'W	--	Sudeste do Maranhão	--
PA/MT	9°,10'S; 55°,56'W	--	Serra do Cachimbo	--
MT/TO	10°,11'S; 50°,51'W	P. N. do Araguaia	Ilha do Bananal	VRA¹
TO/BA	11°,12'S; 46°,47'W	E.E. Serra Geral do Tocantins	Região sudeste Tocantins-Conceição/Manuel Alves	--
RO	12°,13'S; 60°, 61'W	E.E. Iquê	--	--
MT	12°,13'S; 55°,56'W	--	Cabeceiras do Xingú	--
MT	14°,15'S; 58°,59'W	P.E. Serra de Ricardo Franco	Rio Papagaio	--
GO/MT	15°,16'S; 51°,52'W	A.P.A Meandros do Rio Araguaia	Vale do Rio Araguaia e alagados do rio das Mortes	
DF	15°,16'S; 47°,48'W	P.N. de Brasília	Distrito Federal e arredores	PCG²
MG	16°,17'S; 44°,45'W	P.E. Grão Mogol	Grão Mogol, Vale do Peruaçu, Serra do Cabral	--
GO/MS	18°,19'S; 52°,53'W	P.N. das Emas	P. N. das Emas e	--

			nascentes	do	
			Araguaia		
MG	19°,20°S; 44°,45°W	P.N. da Serra do Cipó	Serra do Cipó		PE³
MS	20°,21°S; 56°,57°W	P.N. Serra da Bodoquena	Bodoquena		--
MG	21°,22°S; 44°,45°W	--	--		
SP	23°,24°S; 47°,48°W	--	Itararé		--

1. **VRA**: Vale do Rio Araguaia;

2. **PCG**: Planalto Central Goiano;

3. **PE**: Planalto do Espinhaço.

O *annealing* simulado com os custos para as espécies endêmicas evidenciou resultados similares em relação à análise sem os custos (figura 6B). Neste contexto, existem cinco regiões importantes para a preservação, sendo duas na borda sudeste do Cerrado, uma na divisa entre os estados de Goiás e Minas Gerais, outra mais ao centro, entre Goiás e Mato Grosso, e uma última na borda noroeste, entre os estados do Tocantins e do Mato Grosso. Quatro das regiões selecionadas encontram-se em uma das sub-áreas de endemismo definidas por Silva (1997, Silva e Bates 2002, tabela 2), quatro das células selecionadas encontram-se significativamente próximas às UCs correspondentes. A célula localizada na borda sudeste do bioma, próxima ao Planalto do Espinhaço e à divisa entre os estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, não se encontra significativamente próxima nem a UC, nem à AP correspondente, tal como descrito para a análise anterior.

A rede com menor custo para as espécies endêmicas representou 79% (593) do total das 751 espécies de aves do Bioma Cerrado. Entretanto, a distribuição de frequência do número de espécies representadas em redes do mesmo tamanho (i.e., com 5 células, necessárias para representar as espécies endêmicas a um custo mínimo), mas geradas aleatoriamente, demonstrou que esse valor não é um valor particularmente elevado, e que a probabilidade de se obter uma rede de espécies melhor em relação à definida para as espécies endêmicas, em termos de representação do total de espécies, foi relativamente elevada ($P =$

0.36, figura 7). Isto significa que, de um modo geral, a rede mínima de reservas baseada nas espécies endêmicas é relativamente pouco eficiente para a preservação do total de espécies existentes no Bioma.

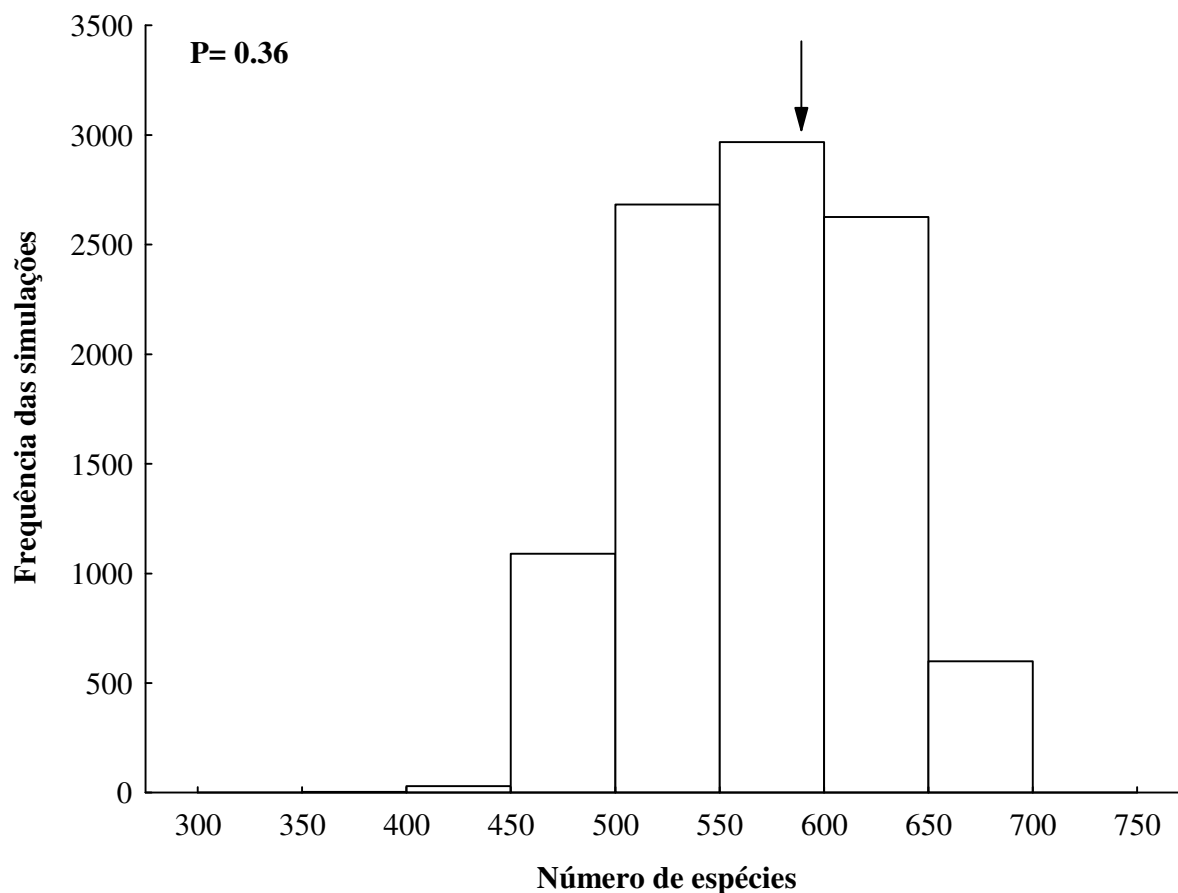


Figura 7. Distribuição de frequência para o número de espécies estudadas para as cinco regiões (células) aleatoriamente selecionadas para a rede de espécies endêmicas com o custo. A seta indica o valor máximo de espécies (593) que seria preservado por essa rede. Observa-se que o número total de espécies estudadas (751) não foi preservado em nenhuma das simulações.

Discussão

A maior riqueza de espécies nas regiões sul e sudeste do Cerrado pode ser explicada por basicamente duas perspectivas históricas. Silva (1995a) ressalta que, para as relações filogenéticas das espécies endêmicas, existem indícios de antigas conexões entre o Cerrado com outros biomas de vegetação predominantemente aberta mais ao Sul. Este padrão provavelmente se reflete na elevada riqueza nas porções meridionais do Cerrado, embora maiores estudos, envolvendo todas as espécies, ainda sejam necessários. Por outro lado, grande parte das espécies florestais de Cerrado, com centros de distribuição na Floresta Atlântica, estendem significativamente a sua abrangência ao longo do Brasil Central, provavelmente devido a dois fatores básicos: a proximidade de seus centros de distribuição com o Cerrado; as altitudes compatíveis dos biomas Cerrado e Floresta Atlântica, respectivamente (Silva 1996, Macedo 2002).

Entretanto, a maior concentração de espécies na porção meridional do bioma Cerrado pode simplesmente decorrer de uma maior frequência de inventários faunísticos na mesma. Silva (1995c) ressalta que 70% do Cerrado nunca foi satisfatoriamente amostrado para as aves, e que futuros inventários deveriam concentrar-se, de um modo geral, nas regiões norte e leste do bioma. Situações similares são observadas para outras linhagens animais, como anfíbios e répteis (Colli *et al.* 2002) e mamíferos (Marinho-Filho *et al.* 2002). Ao analisar conflitos de conservação para anfíbios do Cerrado, Diniz-Filho *et al.* (2005b, 2006) perceberam uma maior concentração da riqueza e insubstituibilidade na porção meridional do Cerrado e sugeriram, entre outros aspectos, que futuramente estes valores podem mudar para o norte, em decorrência de um maior número de estudos envolvendo descrições de espécies na porção setentrional do bioma.

A maioria das regiões com elevados valores de insubstituibilidade encontram-se nas bordas do Cerrado, sendo que a maior concentração foi verificada próximo à Floresta Amazônica, seguido pela Floresta Atlântica. A margem setentrional do bioma Cerrado é

predominantemente constituída por fisionomias florestais (Silva *et al.* 2006). Neste contexto, Silva (1995b) ressalta que cerca de 82.6% das espécies de aves do Cerrado são dependentes ou semi-dependentes de habitats florestais, e portanto os maiores valores de insubstituibilidade na borda norte podem estar relacionados a este aspecto. Esta mesma relevância de habitats florestais provavelmente explica as regiões de grande insubstituibilidade na borda meridional, próxima à Floresta Atlântica, onde predominam extensões de floresta semidecídua (Oliveira-Filho e Fontes 2000, Oliveira-Filho e Ratter 2002), e nas duas regiões no centro do Maranhão, as quais são cobertas por florestas semidecíduas (Cavalcanti e Joly 2002). Com relação ao maior número de regiões selecionadas na borda amazônica, Silva (1996) ressalta que a maioria das 202 aves de floresta de galeria que se reproduzem no Cerrado, mas possuem centros de distribuição no bioma amazônico não estendem suas abrangências ao longo do Cerrado, ficando portanto restritas à margem setentrional do bioma, de altitude baixa e compatível com a Floresta Amazônica. Este fator pode ter influenciado nos padrões de insubstituibilidade deste estudo.

A análise inicial envolvendo as espécies endêmicas demonstrou que, de um modo geral, as regiões com valores máximo e médio de insubstituibilidade encontram-se inseridas em três sub-áreas de endemismo para aves do Cerrado, de acordo com Silva (1997): na Serra do Espinhaço, no sudeste de Minas Gerais (1 região); no Planalto Central Goiano, (1 região); e no vão do rio Araguaia (cerca de 6 regiões). Embora estas sub-áreas sejam importantes para cerca de apenas oito espécies com distribuição restrita às mesmas, as análises de complementaridade evidenciaram que estas espécies são essenciais para o estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação do endemismo das aves do Cerrado de um modo geral.

A rede de áreas prioritárias, estabelecida segundo o custo relacionado à variável de ocupação humana para todas as espécies estudadas demonstrou que, de um modo geral, é possível estabelecer áreas que preservem todas as aves ao menos uma vez, com o menor

impacto humano possível. Assim, foram encontradas dezesseis regiões importantes para a preservação das espécies, que não coincidem com áreas de elevada ação antrópica de acordo com a variável de ocupação humana. As 16 células obtidas representam aproximadamente 8.8% do mapa quadriculado utilizado para estas análises, e estão amplamente distribuídas no bioma Cerrado, tal como esperado se a diversidade beta aumenta com a distância geográfica (Maurer 1994), o que resulta, portanto, em uma grande proporção de heterogeneidade ambiental em escalas regionais. No Cerrado, essa heterogeneidade é evidente na distribuição de tipos distintos de vegetação (Oliveira-Filho e Ratter 2002, Silva *et al.* 2006).

Os resultados também demonstraram a possibilidade de elaborar uma rede de reservas que esteja sujeita a uma pequena influência da ocupação humana, revelando assim uma possibilidade para minimizar os conflitos de conservação (Balmford *et al.* 2001, Chown *et al.* 2003, Diniz-Filho *et al.* 2005b, 2006). Resultados similares foram encontrados para anfíbios anuros por Diniz-Filho *et al.* (2006), considerando os conflitos provocados pela pecuária extensiva, a agricultura mecanizada e as densidades populacionais humanas, embora com as células concentradas mais na porção meridional do Cerrado, conforme discutido anteriormente.

Entretanto, cerca de cinco (31.2%) das 16 células obtidas para a análise de todas as espécies com o custo permanecem significativamente distantes das Unidades Legais de Conservação (ver tabela 2). Apesar de poucas regiões não estarem significativamente protegidas, a princípio percebe-se a deficiente atenção pela qual as savanas tropicais e as florestas secas recebem por parte das entidades conservacionistas e do público científico em relação a outros biomas mais carismáticos, como por exemplo as florestas tropicais úmidas (Prance 2006). Neste contexto, Silva e Bates (2002) alertam que o Brasil possui uma quantidade desfavorável de reservas para a preservação de grandes extensões de Cerrado, as

quais não se encontram igualmente distribuídas em sua área, apesar de que a maior parte do presente bioma situar-se em território brasileiro.

Importante ressaltar que nos últimos anos esforços científicos têm sido feitos para o conhecimento do bioma Cerrado de um modo geral (Oliveira e Marquis 2002), embora muitos critérios aparentemente permaneçam bastante subjetivos, o que foi constatado neste estudo, com a comparação entre a rede de regiões para conservação baseado no procedimento de *annealing* simulado e relevando os custos da variável de ocupação humana, com as áreas prioritárias para conservação segundo Cavalcanti e Joly (2002). As análises do presente estudo demonstraram que duas regiões, uma ao norte e uma no sudeste do Cerrado, não são compatíveis com as áreas prioritárias pré-estabelecidas. Assim sendo, embora os critérios utilizados no presente estudo ainda estejam bastante limitados a área contínua do Cerrado, assim como foram consideradas apenas as espécies de aves, futuramente estudos similares, envolvendo o bioma Cerrado como um todo e considerando uma maior diversidade de linhagens (ver Araújo 1999), poderão apontar para novas áreas prioritárias de conservação.

Das cinco regiões encontradas para as análises das espécies endêmicas com o custo, quatro estão inseridas em uma sub-área de endemismo das aves do Cerrado, as quais consistem em regiões que abrigam espécies com áreas de distribuição geográfica menor ou igual a 60.000 km² (Silva 1997, Silva e Bates 2002). Entretanto, das sub-áreas de endemismo descritas por Silva (1997) e Silva e Bates (2002), o Vão do Rio Paranã, que consiste em uma importante área prioritária para conservação (Cavalcanti e Joly 2002) não foi representado por nenhuma das regiões selecionadas. Todavia, este estudo demonstrou que a aplicação do princípio da complementaridade, ou a representação de todas as espécies ao menos uma vez, pode ser uma importante ferramenta para o estabelecimento de uma rede de reservas, em relação simplesmente a análises de riqueza que levem à omissão das espécies com menor área de distribuição geográfica (o “*set covering problem*”, segundo Cabeza e Moilanen 2001).

Uma das regiões selecionadas para as endêmicas com o custo permanece significativamente distante de qualquer UC correspondente. Nesta região, situada na borda sudeste do Cerrado e limítrofe com a Floresta Atlântica, foram recentemente documentadas duas espécies de passeriformes anteriormente considerados como de distribuição restrita para a Cadeia do Espinhaço (Vasconcelos *et al.* 2003). A preservação desta área consiste em indispensável tática de conservação, uma vez que espécies com pequenas áreas de distribuição são geralmente mais susceptíveis à extinção (Simberloff 1995, Silva 1997). Importante ressaltar que esta região apresentou insubstituibilidade máxima, o que demonstra novamente a sua relevância para o estabelecimento de uma rede de áreas prioritárias para conservação, embora a mesma esteja significativamente distante das UCs e APs, respectivamente.

O procedimento de aleatorização demonstrou que a rede de reservas para as espécies endêmicas tem baixa significância para a preservação de todas as aves estudadas. Isto significa que, embora estas células tenham grande importância para a preservação de espécies de distribuição geográfica restrita, como discutido anteriormente, elas não são necessariamente relevantes para a preservação de todas as espécies de aves estudadas. Portanto, a rede de 16 células obtida para as 751 espécies torna-se mais relevante para a conservação da avifauna no Cerrado brasileiro, por preservar um número maior de espécies, com muitas regiões amplamente distribuídas, inclusive as mesmas elucidadas para as sub-áreas de endemismo descritas no procedimento anterior.

Conclusões

Apesar de alguns problemas, o presente trabalho revelou padrões gerais para a riqueza e o endemismo das espécies de aves estudadas, os quais podem ser importantes tanto para fins de comparação com estudos provindos da biogeografia clássica, quanto para o fornecimento

de alternativas para futuros programas de conservação e pesquisa. Assim, o maior número de regiões selecionadas nas bordas noroeste e sudeste do Cerrado aparentemente corroboram com a influência das Florestas Amazônica e Atlântica na avifauna do Brasil Central. Ao mesmo tempo, o princípio da complementaridade foi importante para a seleção de quatro regiões localizadas em três importantes sub-áreas de endemismo para aves segundo Silva (1997) e Silva e Bates (2002). As análises de insubstituibilidade com os custos demonstraram, por outro lado, ser possível estabelecer uma rede de reservas que preserve uma riqueza significativa de espécies, a partir da manutenção de um pequeno número de áreas de preservação distribuídas ao longo do Cerrado. Para estudos futuros, ressaltamos a sugestão de Araújo (1999) para o enfoque numa maior variedade de linhagens, inclusive as menos estudadas e de menor área de distribuição geográfica, a partir das quais provavelmente poderá se obter uma rede de reservas com maior representatividade para o Cerrado brasileiro.

Referências Bibliográficas

- Aaron, G. B., Gullison, R. E., Rice, R. E. e Fonseca, G. A. B. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. **Science** 291: 125-128.
- Abbitt, R. J. F., Scott, J. M. e Wilcove, D. S. (2000). The geography of vulnerability: incorporating species geography and human development patterns into conservation planning. **Biological Conservation** 96: 169-175.
- Andelman, S., Ball, I., Davis, F., e Stoms, D. (1999). SITES v. 1.0, An analytical toolbox for designing ecoregional conservation portfolios. **Technical report, The Nature Conservancy**. <http://www.biogeog.ucsb.edu/projects/tnc/toolbox.html>
- Araújo, M. B. (1999). Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. **Diversity and Distributions** 5: 151-163.

- Araújo, M. B. (2003). The coincidence of people and biodiversity in Europe. **Global Ecology and Biogeography** 12: 5–12.
- Balmford, A., Moore, J. L., Brooks, T., Burgess, N., Hansen, L. A., Williams, P. e Rahbek, C. (2001). Conservation conflicts across Africa. **Science** 291: 2616-2619.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, Farber, R. S., Green, R. E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K. e Turner, R. K. (2002). Economic reasons for conserving wild nature. **Science** 297: 950–953.
- Briers, R. A. (2002). Incorporating connectivity into reserve selection procedures. **Biological Conservation** 103: 77-83.
- Cabeza, M. e Moilanen, A. (2001). Design of reserve network and the persistence of biodiversity. **Trends in Ecology and Evolution** 16: 242–248.
- Cavalcanti, R. B. e Joly, C. A. (2002). Biodiversity and conservation priorities in the Cerrado region. *In*: Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical savanna**. New York, Columbia University Press, 351-367p.
- Chown, S. L., van Rensburg, B. J., Gaston, K. J., Rodrigues, A. S. L. e van Jaarsveld, A. S. (2003). Energy, species richness, and human population size: conservation implications at a national scale. **Ecological Applications** 13: 1233–1241.
- Church, R. L., Stoms, D. M. e Davis, F. W. (1996). Reserve selection as a maximal covering location problem. **Biological Conservation** 76: 105-112.
- Cincotta, R. P., Wisnewski, J. e Engelman, R. (2000). Human population in the biodiversity hotspots. **Nature** 404 (27): 990-992.
- Colli, G. R., Bastos, R. P. e Araújo, A. F. B. (2002). The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. *In*: Oliveira, P. S. e Marques, R. J. (eds.). **The Cerrado of Brazil:**

Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. New York. Columbia University press, 223-241p.

Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Vieira, C. M., Souza, M. C., Bastos, R. P., Brandão, D. e Oliveira, L. G. (2004). Spatial patterns in species richness and priority areas for conservation of anurans in the Cerrado region, Central Brazil. **Amphibia-Reptilia** 25: 63-75.

Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Bastos, R. P., Vieira, C. M. e Vieira, L. C. G. (2005a). Priority areas for anuran conservation using biogeographical data: a comparison of greedy, rarity, and simulated annealing algorithms to define reserve networks in Cerrado. **Brazilian Journal of Biology** 65(2): 251-261.

Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Pinto, M. P., Rangel, T. F. L. V. B., Carvalho, P., Bastos, R. P. (2005b). Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian Cerrado. **Acta Oecologica** (no prelo).

Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Pinto, M. P., Rangel, T. F. L. V. B., Carvalho, P., Vieira, S. L. e Bastos, R. P. (2006). Conservation biogeography of anurans in Brazilian Cerrado. **Biodiversity and Conservation** (no prelo).

Faith, D. P. e Walker, P. A. (2002). The role of trade-offs in biodiversity conservation planning: linking local management, regional planning and global conservation efforts. **Journal of Biosciences** 27: 393-407.

Ferrier, S., Pressey, R. L. e Barrett, T. W. (2000). A new predictor of irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. **Biological Conservation** 93: 303-325.

Gaston, K. J. e Evans, K. L. (2004). Birds and people in Europe. **Proceedings of Royal Society of London B.** 271: 1649-1655.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). **Site oficial:** www.ibama.gov.br.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2000). **Censo demográfico 2000: resultados preliminares. Site oficial:** www.ibge.gov.br

Klink, C. A. e Moreira, A. G. (2002). Past and current human occupation, and land use. *In:* Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna**. New York. Columbia University Press, 69-88p.

Klink, C. A. e Machado, R. B. (2005). Conservation of Brazilian Cerrado. **Conservation Biology** 19: 707-713.

Lawler, J. J., White, D. e Master, L. L. (2003). Integrating representation and vulnerability: two approaches for prioritizing areas for conservation. **Ecological Applications** 13: 1762-1772.

Luck, G. W., Ricketts, T. H., Daily, G. C., e Imhoff, M. (2004). Alleviating spatial conflicts between people and biodiversity. **Proceedings of National Academy of Sciences, USA** 101: 182-186.

Macedo, R. H. F. (2002). The avifauna: ecology, biogeography and behavior., *In:* Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York. Columbia University Press, 242-263p.

Marinho-Filho, J. Rodrigues, F. H. G., Juarez, K. M. (2002). The Cerrado mammals: Diversity, Ecology and Natural History *In:* Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, Columbia University Press, 266-284p.

Margules, C. R. e Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. **Nature** 405: 243-253.

- Maurer, B. A. (1994). **Geographical population analysis: tools for the analysis of biodiversity**. Cambridge. Cambridge University Press, 144p.
- Meir, E., Andelman, S., e Possingham H. P. (2004). Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world? **Ecology Letters** 7: 615-622.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. e Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403:853–858.
- Oliveira-Filho, A. T. e Fontes, M. A. L. (2000). Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south-eastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica** 32: 793-810.
- Oliveira-Filho, A. T. e Ratter, J. A. (2002). Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome, *In*: Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York. Columbia University Press, 91-120p.
- Oliveira, P. S. e Marques, R. J. (2002). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York. Columbia University press, 424P.
- Polasky, S., Camm, J. D., Solow, A. R., Csuti, B., White, D., e Ding, R. (2000). Choosing reserve network with incomplete species information. **Biological Conservation** 94: 1-10.
- Polasky, S., Csuti, B., Vossler, C. A. e Meyers, S. M. (2001). A comparison of taxonomic distinctness versus richness as criteria for setting conservation priorities for North American birds. **Biological Conservation** 97: 99-105.
- Possingham, H., Ball, I. e Andelman, S. (2000). Mathematical methods for identifying representative reserve networks. *In*: Ferson, S. e Burgman, M. (eds.). **Quantitative methods for conservation biology**. New York, Springer-Verlag, 291-306p.
- Prance, G. T. (2006). Tropical savannas and seasonally dry forests: an introduction. **Journal of Biogeography** 33: 385-386.

- Pressey, R. L. (1994). *Ad Hoc* Reservations: Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems? **Conservation Biology** 8 (3): 662-668.
- Pressey, R. L., Possingham, H. P. e Day, J. R. (1997). Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. **Biological Conservation** 80: 207-219.
- Rangel, T. F. L. V. B., Pinto, M. P., Diniz-Filho, J. A. F. e Bini, L. M. (2004). Avaliação da eficiência de unidades de conservação através de teste de aleatorização. *In: Anais IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Curitiba. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza/Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, 161-168p.
- Rangel, T. F. L. V. B., Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Pinto, M. P., Carvalho, P. e Bastos, R. P. (in press). Human development and biodiversity conservation in Brazilian Cerrado. **Applied Geography**.
- Silva, J. M. C. (1995a). Biogeographic analysis of the South America Cerrado Avifauna. **Steenstrupia** 21: 49-67.
- Silva, J. M. C. (1995b). Birds of the Cerrado region, South America. **Steenstrupia** 21: 69-92.
- Silva, J. M. C. (1995c). Avian inventory of Cerrado Region: implications for biological conservation. **Bird Conservation International** 5: 15-28.
- Silva, J. M. C. (1996). Distribution of Amazonian and Atlantic birds in gallery forests of the Cerrado Region, South America. **Ornitologia Neotropical** 7: 1-18.
- Silva, J. M. C. (1997). Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. **Biodiversity and Conservation** 6: 435-450.
- Silva, J. M. C. e Bates, J. M. (2002). Biogeographic patterns and conservation in South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. **Bioscience** 225 52 (3): 225-233.
- Silva, J. F., Fariñas, M. R., Felfili, J. M. e Klink, C. A. (2006). Spatial heterogeneity, land use and conservation in the Cerrado region of Brazil. **Journal of Biogeography** 33: 536-548.

- Simberloff, D. (1995). Habitat fragmentation and population extinction of birds. **Ibis** 137 (suppl. 1), 105-111.
- Turner, W. R. e Wilcove, D. S. (2006). Adaptive Decision Rules for the Acquisition of Nature Reserves. **Conservation Biology** 20 (2): 527-537.
- Vasconcelos, M. F., Coelho, M. M. e Buzzetti, D. R. C. (2003). Range extensions for the Gray-Backed Tachury (*Polysticus superciliaris*) and the Pale-Throated Serra-Finch (*Embernagra longicauda*) with a revision on their geographic distribution. **Ornitologia Neotropical** 14 (4): 477-489.
- Vitousek, P. M., Mooney, H., Lubchenco, J. e Melillo, J. M. (1997). Human domination of earth's ecosystems. **Science** 277:494-499.
- Whittaker, R. J., Araújo, M. B., Paul, J., Ladle, R. J., Watson, J. E. M. e Willis, K. J. (2005). Conservation biogeography: assessment and prospect. **Diversity and Distributions** 11: 3-23.
- Willians, J. C., ReVelle, C. S. e Levin, S. A. (2004). Using mathematical optimization models to design nature reserves. **Frontiers of Ecology and Environment** 2(2): 98-105.

CONCLUSÕES GERAIS

Finalizando, três grandes conjuntos de inferências puderam ser elucidados a partir do presente trabalho, as quais encontram-se descritas a seguir.

Capítulo I. *Macroecologia de aves do Cerrado brasileiro.*

- 1.1 De um modo geral, os padrões macroecológicos verificados para as aves estudadas, quando observados segundo as variáveis de tamanho do corpo e área de distribuição geográfica, corroboram com os resultados já esperados para a macroecologia clássica.
- 1.2 As distintas categorias de dependência de habitats florestais aparentemente influenciam nos padrões de tamanho do corpo, tal como postulado pela hipótese de restrição às manobras.
- 1.3 A ampla distribuição da maioria das espécies estudadas no continente sul-americano sugeriu efeitos históricos de conexão do Cerrado com os biomas amazônico e atlântico, o que aparentemente reforça a idéia de que a macroecologia, por focar análises em grandes escalas de espaço e tempo, pode estar mais próxima da biogeografia e biologia evolutiva, em relação à ecologia clássica.
- 1.4 Os estudos referentes a proporção da distribuição das espécies do Cerrado em relação ao continente sul-americano demonstraram-se importantes com relação à amplitude da área de distribuição destas espécies e sua relação com o habitat, embora certamente o mais importante tenha sido a relevância que esta variável acrescentou às espécies ameaçadas de extinção, o que pode ser importante para corrigir o efeito das listas de espécies utilizadas para a mitigação de impactos ambientais.

Capítulo II. *Uso do hábitat e deconstrução dos padrões de riqueza das aves do Cerrado.*

- 2.1. As categorias de dependência de habitats florestais evidenciaram padrões espaciais distintos de riqueza de espécies, os quais puderam ser explicados por um grupo variado de preditores.
- 2.2. De um modo geral, estas explicações corroboram com os estudos atuais sobre padrões de diversidade em amplas escalas de espaço.
- 2.3. Embora maiores investigações sejam necessárias, a deconstrução demonstrou-se uma importante ferramenta para o desenvolvimento de planos mais efetivos de conservação, no que concerne aos diferentes padrões de riqueza, assim como em relação aos seus condutores ambientais.

Capítulo III. *Biogeografia da conservação das aves do Cerrado brasileiro*

- 3.1. Foram revelados padrões gerais para a riqueza e o endemismo das espécies, os quais podem ser importantes tanto para fins de comparação com estudos provenientes da biogeografia clássica, quanto para prover alternativas para futuros programas de conservação e pesquisa.
- 3.2. O maior número de regiões selecionadas nas bordas noroeste e sudeste do Cerrado aparentemente corroboram com a influência das florestas Amazônica e Atlântica na avifauna do Brasil Central.
- 3.3. O princípio da complementaridade aparentemente foi importante para a seleção de quatro regiões localizadas em três importantes sub-áreas de endemismo.

- 3.4. As análises de insubstituibilidade com os custos demonstraram ser possível uma rede de reservas que preserve uma riqueza significativa de espécies, a partir da manutenção de um pequeno número de áreas de preservação distribuídas ao longo do Cerrado.
- 3.5. Recomenda-se, para estudos futuros, o enfoque numa maior variedade de linhagens, inclusive as menos estudadas e de menor área de distribuição geográfica, a partir das quais provavelmente será obtida uma rede de reservas com maior representatividade para o bioma Cerrado.

APÊNDICE I

Espécies de aves com reprodução conhecida para a área contínua do Cerrado. A seqüência taxonômica e os nomes científicos seguem Silva (1995b). Espécies endêmicas segundo Silva (1995b, 1997 e Silva e Bates 2002) são representadas em negrito. **T**: tamanho do corpo em cm; **Rs**: tamanho da área de distribuição geográfica, em número de quadrículas, para a América do Sul; **Rc**: tamanho da área de distribuição geográfica, em número de quadrículas, para o bioma Cerrado; **H**: categorias de dependência de habitats florestais segundo Silva (1995b: 1= independentes, 2= semidependentes, 3= dependentes); **Pc**: proporção da área de distribuição das espécies de Cerrado na América do Sul; categoria de espécies ameaçadas de extinção segundo IUCN (2004: NT=espécies próximas ao risco de extinção, VU= espécies vulneráveis a extinção, CR= espécies em estado crítico, EN= espécies próximas a extinção, OUT= espécies livres da extinção).

ESPÉCIES	T	Rs	Rc	H	Pc	IUCN
<i>Rhea americana</i>	152	111.9	143.8	1	0.33	NT*
<i>Tinamus tao</i>	45.7	42.4	11.4	3	0.07	OUT
<i>Tinamus solitarius</i>	48	37.1	51.8	3	0.36	NT
<i>Tinamus major</i>	41	165.7	80.4	3	0.12	OUT
<i>Tinamus guttatus</i>	34	80.7	9.4	3	0.03	OUT
<i>Crypturellus cinereus</i>	29	107.4	6.3	3	0.01	OUT
<i>Crypturellus soui</i>	23	203.2	122.7	3	0.15	OUT
<i>Crypturellus obsoletus</i>	29	39.5	15.7	3	0.1	OUT
<i>Crypturellus undulatus</i>	31	159.6	123.4	3	0.2	OUT
<i>Crypturellus strigulosus</i>	28	92.1	54.7	3	0.15	OUT
<i>Crypturellus noctivagus</i>	35	31.9	22.6	3	0.18	NT
<i>Crypturellus parvirostris</i>	21	133.6	181.0	1	0.34	OUT
<i>Crypturellus tataupa</i>	24	52.8	136.6	3	0.26	OUT
<i>Rhynchotus rufescens</i>	37.5	152.2	178.9	1	0.3	OUT
<i>Nothura minor</i>	19.5	16.1	41.3	1	1	VU
<i>Nothura maculosa</i>	23	82.9	93.7	1	0.29	OUT
<i>Taoniscus nanus</i>	13	10	32.4	1	1	VU
<i>Podilymbus podiceps</i>	33	257.5	180.2	1	0.18	OUT
<i>Podiceps dominicus</i>	23	262.6	181.0	1	0.18	OUT
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	15	363.5	181.0	1	0.13	OUT
<i>Anhinga anhinga</i>	88	274.3	181.0	1	0.17	OUT
<i>Syrigma sibilatrix</i>	53	73.5	74.2	1	0.26	OUT
<i>Pilherodius pileatus</i>	55	236.7	179.4	1	0.19	OUT
<i>Ardea cocoi</i>	125	303.8	181.0	1	0.15	OUT

<i>Egretta alba</i>	88	339.2	181.0	1	0.14	OUT
<i>Egretta caerulea</i>	52	212.3	154.8	1	0.19	OUT
<i>Egretta thula</i>	54	314.6	181.0	1	0.15	OUT
<i>Bubulcus ibis</i>	49	313.9	181.0	1	0.15	OUT
<i>Butorides striatus</i>	36	278.7	181.0	1	0.17	OUT
<i>Agamia agami</i>	73	141.2	66.3	3	0.12	OUT
<i>Nycticorax nycticorax</i>	60	225.6	21.5	1	0.02	OUT
<i>Cochlearius cochlearius</i>	54	181.7	162.5	1	0.23	OUT
<i>Tigrisoma fasciatum</i>	66	62.8	27.8	2	0.11	OUT
<i>Tigrisoma lineatum</i>	93	269.5	181.0	1	0.17	OUT
<i>Zebrilus undulatus</i>	81	52.8	25.3	2	0.12	OUT
<i>Ixobrychus exilis</i>	28	151.2	79.4	1	0.13	OUT
<i>Botaurus pinnatus</i>	74	219.7	121.7	1	0.14	OUT
<i>Mycteria americana</i>	95	214.7	175.8	1	0.21	OUT
<i>Ciconia maguari</i>	140	262.6	181.0	1	0.18	OUT
<i>Ephippiorhynchus mycteria</i>	140	226.7	179.6	1	0.2	OUT
<i>Harpiprion caerulescens</i>	73	51.6	50.4	1	0.25	OUT
<i>Theristicus caudatus</i>	69	195.5	181.0	1	0.24	OUT
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	58	243.5	181.0	2	0.19	OUT
<i>Phimosus infuscatus</i>	54	182.2	178.7	1	0.25	OUT
<i>Plegadis chihi</i>	53	89.9	42.7	1	0.12	OUT
<i>Ajaia ajaja</i>	87	231.8	178.3	1	0.2	OUT
<i>Anhima cornuta</i>	80	153.6	155.7	1	0.26	OUT
<i>Chauna torquata</i>	80	94	39.9	1	0.11	OUT
<i>Dendrocygna viduata</i>	44	263.2	181.0	1	0.18	OUT
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	48	276.2	181.0	1	0.17	OUT
<i>Neochen jubatus</i>	53	171.7	75.1	1	0.11	NT
<i>Cairina moschata</i>	85	256.3	181.0	1	0.18	OUT
<i>Sarkidiornis melanotos</i>	82	195.7	181.0	1	0.24	OUT
<i>Calloneta leucophrys</i>	30	32.2	3.7	1	0.03	OUT
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	40	210.7	181.0	1	0.22	OUT
<i>Netta erythrophthalma</i>	43	8.8	7.8	1	0.45	OUT
<i>Mergus octocetaceus</i>	55	13.1	45.3	2	0.88	CR
<i>Cathartes aura</i>	73	356.4	181.0	1	0.13	OUT
<i>Cathartes burrovianus</i>	59	212.4	168.9	1	0.2	OUT
<i>Coragyps atratus</i>	62	336.7	181.0	1	0.14	OUT
<i>Sarcoramphus papa</i>	79	262.1	181.0	2	0.18	OUT
<i>Leptodon cayanensis</i>	54	247.9	30.0	3	0.03	OUT
<i>Chondrohierax uncitatus</i>	42	270.3	181.0	2	0.17	OUT
<i>Elanoides fortificatus</i>	60	153.8	181.0	1	0.16	OUT
<i>Gampsonyx swainsonii</i>	22	201.3	181.0	1	0.23	OUT
<i>Elanus leucurus</i>	35	270.5	181.0	1	0.17	OUT
<i>Rosthramus sociabilis</i>	41	184.5	181.0	1	0.25	OUT
<i>Harpagus diodon</i>	33	153.6	23.8	3	0.04	OUT
<i>Ictinia plumbea</i>	34	218.1	181.0	2	0.17	OUT
<i>Circus buffoni</i>	50	147.4	69.4	1	0.12	OUT
<i>Accipiter poliogaster</i>	49	177.7	180.7	3	0.26	OUT
<i>Accipiter superciliosus</i>	26	200.8	181.0	3	0.23	OUT
<i>Accipiter striatus</i>	30	65.3	181.0	2	0.71	OUT
<i>Accipiter bicolor</i>	35	238.6	179.7	3	0.19	OUT
<i>Geranospiza caerulescens</i>	46	277.3	181.0	2	0.17	OUT
<i>Leucopternis kuhli</i>	38.5	41.4	181.0	3	0.95	OUT
<i>Leucopternis albicollis</i>	49	247.9	178.8	3	0.29	OUT
<i>Asturina nitida</i>	43	227.2	181.0	2	0.2	OUT

<i>Buteogallus urubutinga</i>	63	254.2	111.2	2	0.11	OUT
<i>Buteogallus meridionalis</i>	55	279.2	177.9	1	0.16	OUT
<i>Harpyhaliaetus coronatus</i>	66	105.5	181.0	2	0.44	EN
<i>Busarellus nigricollis</i>	51	262.8	155.0	1	0.15	OUT
<i>Parabuteo unicinctus</i>	48	172.4	162.9	1	0.24	OUT
<i>Buteo magnirostris</i>	36	274.5	181.0	1	0.17	OUT
<i>Buteo brachyurus</i>	48	246.2	113.4	2	0.12	OUT
<i>Buteo albicaudatus</i>	55	214.8	163.7	1	0.19	OUT
<i>Harpia harpyja</i>	105	232.4	181.0	3	0.2	NT
<i>Spizastur melanoleucus</i>	56	208.5	2.4	3	0.003	OUT
<i>Spizaetus tyrannus</i>	72	253.1	29.5	3	0.03	OUT
<i>Spizaetus ornatus</i>	67	233.1	181.0	3	0.2	OUT
<i>Daptrius ater</i>	41	116.8	181.0	3	0.39	OUT
<i>Daptrius americanus</i>	50	245.6	181.0	3	0.19	OUT
<i>Polyborus plancus</i>	56	357.5	142.5	1	0.1	OUT
<i>Milvago chimachima</i>	40	268.7	181.0	1	0.17	OUT
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	47	240.6	135.1	2	0.14	OUT
<i>Micrastur ruficollis</i>	36	237.1	181.0	3	0.19	OUT
<i>Micrastur gilvicollis</i>	34	132.7	181.0	3	0.35	OUT
<i>Micrastur semitorquatus</i>	53	92.6	147.1	2	0.14	OUT
<i>Falco sparverius</i>	25	301.2	181.0	1	0.2	OUT
<i>Falco rufigularis</i>	26	240.6	172.9	3	0.18	OUT
<i>Falco femoralis</i>	36	363.5	181.0	1	0.13	OUT
<i>Falco deiroleucus</i>	35	248.8	181.0	2	0.19	OUT
<i>Ortalis canicollis</i>	54	14	12.3	2	0.44	OUT
<i>Ortalis guttata</i>	48	89.5	17.7	2	0.05	OUT
<i>Penelope superciliaris</i>	55	127.8	181.0	3	0.36	OUT
<i>Penelope jacquacu</i>	71	80.8	11.9	3	0.04	OUT
<i>Penelope ochrogaster</i>	77	9.4	35.1	3	1	VU
<i>Pipile pipile</i>	74	24.7	21.7	3	0.22	OUT
<i>Mitu tuberosa</i>	89	66.3	40.6	3	0.16	OUT
<i>Crax fasciolata</i>	83	50.6	99.7	3	0.5	OUT
<i>Odontophorus gujanensis</i>	26.5	66.9	28.2	3	0.11	OUT
<i>Odontophorus capueira</i>	24	39.6	44.6	3	0.29	OUT
<i>Aramus guarauna</i>	70	273.3	181.0	1	0.17	OUT
<i>Eulabeornis saracura</i>	34	46.8	80.5	2	0.44	OUT
<i>Eulabeornis ypecaha</i>	46	70.2	97.6	2	0.35	OUT
<i>Eulabeornis cajaneus</i>	39	297.9	181.0	2	0.15	OUT
<i>Eulabeornis concolor</i>	23	98.2	76.1	2	0.2	OUT
<i>Rallus nigricans</i>	31	31.9	172.4	2	0.4	OUT
<i>Coturnicops schomburgkii</i>	18	146.4	176.2	1	0.31	OUT
<i>Laterallus viridis</i>	18	212.6	181.0	2	0.22	OUT
<i>Laterallus melanophaius</i>	17.5	172.5	153.4	2	0.23	OUT
<i>Porzana albicollis</i>	27	89.8	77.5	1	0.22	OUT
<i>Porzana erythroptis</i>	18	70.3	6.9	2	0.02	OUT
<i>Gallinula martinica</i>	35	322.3	181.0	1	0.14	OUT
<i>Heliornis fulica</i>	28	229.1	177.8	1	0.2	OUT
<i>Eurypyga helias</i>	45	172.1	79.0	3	0.12	OUT
<i>Cariama cristata</i>	90	114.7	167.3	1	0.37	OUT
<i>Jacana jacana</i>	23	223.2	170.0	1	0.19	OUT
<i>Himantopus mexicanus</i>	38	322.6	181.0	1	0.14	OUT
<i>Vanellus cayanus</i>	22	154.8	126.3	1	0.21	OUT
<i>Vanellus chilensis</i>	37	270.1	181.0	1	0.17	OUT
<i>Charadrius collaris</i>	15	255.9	181.0	1	0.18	OUT

<i>Gallinago paraguaiae</i>	30	279.1	161.3	1	0.15	OUT
<i>Gallinago undulata</i>	47	57.1	103.7	1	0.46	OUT
<i>Phaetusa simplex</i>	43	191.8	162.8	1	0.22	OUT
<i>Sterna superciliaris</i>	25	120.3	181.0	1	0.19	OUT
<i>Rynchops nigra</i>	50	258.9	113.7	1	0.11	OUT
<i>Columba speciosa</i>	30	164.9	178.2	2	0.19	OUT
<i>Columba picazuro</i>	34	97.7	153.8	2	0.4	OUT
<i>Columba cayennensis</i>	32	298.1	181.0	3	0.15	OUT
<i>Columba plumbea</i>	34	155.7	92.8	3	0.15	OUT
<i>Columba subvinacea</i>	22.8	148.6	15.1	3	0.03	OUT
<i>Zenaida auriculata</i>	21	358.3	181.0	1	0.13	OUT
<i>Columbina minuta</i>	14	103.5	139.0	1	0.34	OUT
<i>Columbina talpacoti</i>	17	301.2	181.0	1	0.15	OUT
<i>Columbina picui</i>	16	135.7	82.9	1	0.16	OUT
<i>Columbina cyanopsis</i>	15.5	5	17.9	1	1	CR
<i>Claravis pretiosa</i>	19	267.2	181.0	2	0.17	OUT
<i>Claravis godefrida</i>	23.5	53.6	75.1	3	0.36	CR
<i>Scardafella squammata</i>	54.2	94.1	114.9	1	0.31	OUT
<i>Uropelia campestris</i>	17	41.2	121.8	1	0.75	OUT
<i>Leptotila verreauxi</i>	26.5	305.8	181.0	2	0.15	OUT
<i>Leptotila rufaxilla</i>	25	289.3	181.0	3	0.17	OUT
<i>Geotrygon violacea</i>	23	69.6	65.2	3	0.24	OUT
<i>Geotrygon montana</i>	24	289.1	181.0	3	0.16	OUT
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	98	46.6	124.9	2	0.68	EN
<i>Ara ararauna</i>	80	149.3	129.8	2	0.22	OUT
<i>Ara macao</i>	89	120.3	52.3	3	0.11	OUT
<i>Ara choropectera</i>	90	164.9	119.4	3	0.18	OUT
<i>Ara auricollis</i>	41	18.6	26.1	2	0.71	OUT
<i>Ara severa</i>	50	96.3	14.6	3	0.04	OUT
<i>Ara manilata</i>	44	133.5	116.9	2	0.22	OUT
<i>Ara maracana</i>	41	68.8	147.3	2	0.55	NT
<i>Ara nobilis</i>	35	110.8	171.7	2	0.39	OUT
<i>Aratinga acuticaudata</i>	37	56.8	53.8	2	0.24	OUT
<i>Aratinga leucophthalmus</i>	32	176.3	127.6	2	0.18	OUT
<i>Aratinga auricapilla</i>	31	28.9	61.0	3	0.54	NT
<i>Aratinga jandaya</i>	30	40.2	61.6	2	0.39	OUT
<i>Aratinga wedelli</i>	28	56.5	11.6	3	0.05	OUT
<i>Aratinga cactorum</i>	25	20.5	42.1	2	0.52	OUT
<i>Aratinga aurea</i>	27	112.9	169.1	1	0.38	OUT
<i>Pyrrhura devillei</i>	27	5.7	7.5	2	0.66	OUT
<i>Pyrrhura frontalis</i>	27	19.7	43.8	3	0.95	OUT
<i>Pyrrhura rhodogaster</i>	25	21.6	15.3	3	0.18	OUT
<i>Pyrrhura molinae</i>	24	16	12.4	2	0.39	OUT
<i>Pyrrhura pfrimeri</i>	22.5	1.7	8.6	3	1	OUT
<i>Pyrrhura picta</i>	23.5	94.1	0.5	3	0.001	OUT
<i>Myopsitta monachus</i>	30	54.5	7.8	1	0.04	OUT
<i>Forpus xanthopterygius</i>	12	60.8	134.3	1	0.56	OUT
<i>Brotogeris tirica</i>	21.5	8.7	5.4	3	0.31	OUT
<i>Brotogeris chiriri</i>	23.5	77.8	149.0	2	0.49	OUT
<i>Pionus menstruus</i>	27	153.4	92.7	3	0.15	OUT
<i>Pionus maximiliani</i>	27	92.6	131.5	2	0.36	OUT
<i>Amazona xanthops</i>	26.5	33.2	110.0	1	1	NT
<i>Amazona aestiva</i>	35	92.7	156.8	3	0.43	OUT
<i>Amazona amazonica</i>	34	138.4	133.9	3	0.25	OUT

<i>Amazona farinosa</i>	40	130.8	26.0	3	0.05	OUT
<i>Opistochochomus hoazin</i>	62	108.5	25.0	2	0.06	OUT
<i>Coccyzus cinereus</i>	24	102.5	97.8	2	0.24	OUT
<i>Coccyzus euleri</i>	23	182.9	178.8	2	0.25	OUT
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	28.3	279.9	181.0	2	0.16	OUT
<i>Piaya cayana</i>	47	289.3	181.0	2	0.16	OUT
<i>Piaya melanogaster</i>	36	116.4	10.9	3	0.02	OUT
<i>Piaya minuta</i>	28	168.7	56.2	3	0.08	OUT
<i>Crotophaga major</i>	46	264.2	179.0	2	0.17	OUT
<i>Crotophaga ani</i>	36	294.2	181.0	1	0.16	OUT
<i>Guira guira</i>	38	177.7	178.4	1	0.28	OUT
<i>Tapera naevia</i>	29	316.9	181.0	1	0.15	OUT
<i>Dromococcyx phasianellus</i>	36	218.1	181.0	3	0.21	OUT
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	28.5	167.5	181.0	3	0.28	OUT
<i>Neomorphus geoffroyi</i>	51	48.4	8.8	3	0.05	OUT
<i>Tyto alba</i>	37	363.5	181.0	1	0.13	OUT
<i>Otus choliba</i>	22	190.2	181.0	2	0.15	OUT
<i>Otus watsonii</i>	22	144.2	29.0	3	0.05	OUT
<i>Otus atricapillus</i>	24	43.5	70.3	3	0.41	OUT
<i>Lophostrix cristata</i>	39.5	110.7	47.9	3	0.11	OUT
<i>Pulsatrix perspicillata</i>	48	250.6	181.0	3	0.18	OUT
<i>Bubo virginianus</i>	52	153.6	123.3	1	0.22	OUT
<i>Ciccaba virgata</i>	34	212.1	111.8	3	0.13	OUT
<i>Ciccaba huhula</i>	35	219.8	175.9	3	0.2	OUT
<i>Glaucidium minutissimum</i>	14	45.2	91.5	3	0.52	OUT
<i>Glaucidium brasilianum</i>	16.5	279.9	181.0	2	0.16	OUT
<i>Speotyto cunicularia</i>	23	219.3	166.9	1	0.19	OUT
<i>Aegolius harrisii</i>	20	111.6	170.5	2	0.39	OUT
<i>Asio clamator</i>	37	224.9	181.0	1	0.2	OUT
<i>Asio stygius</i>	38	135.7	164.3	2	0.31	OUT
<i>Nyctibius grandis</i>	54	189.3	50.4	2	0.07	OUT
<i>Nyctibius aethereus</i>	98	153.8	60.7	3	0.1	OUT
<i>Nyctibius griseus</i>	37	287.4	181.0	2	0.16	OUT
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	27	322.6	181.0	3	0.21	OUT
<i>Chordeiles pusillus</i>	16.5	92.4	146.4	1	0.4	OUT
<i>Chordeiles rupestris</i>	19	134.1	71.3	1	0.14	OUT
<i>Chordeiles acutipennis</i>	21.5	262.9	181.0	1	0.18	OUT
<i>Nyctiprogne leucopyga</i>	19	156.1	158.4	3	0.26	OUT
<i>Podager nacunda</i>	29.5	253.8	181.0	1	0.18	OUT
<i>Nyctidromus albicollis</i>	30	259.1	173.1	2	0.17	OUT
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i>	21	132.1	179.3	3	0.35	OUT
<i>Caprimulgus rufus</i>	28	101.4	103.8	2	0.26	OUT
Caprimulgus candicans	23	12.8	42.4	1	1	EN
<i>Caprimulgus maculicaudus</i>	19.5	78.5	41.3	2	0.13	OUT
<i>Caprimulgus parvulus</i>	20	190.2	167.0	1	0.22	OUT
<i>Hydropsalis brasiliensis</i>	33.8	218.5	181.0	1	0.21	OUT
<i>Aerornis senex</i>	18	27.1	71.2	1	0.67	OUT
<i>Streptoprocne zonaris</i> ^a	21.2	75.7	109.5	1	0.37	OUT
<i>Chaetura cinereiventris</i>	11.5	42.7	3.3	2	0.02	OUT
<i>Chaetura andrei</i>	11.5	81	53.8	2	0.17	OUT
<i>Tachornis squamata</i>	13	144.3	75.4	1	0.13	OUT
<i>Glaucis hirsuta</i>	13	66.9	121.5	3	0.16	OUT
<i>Threnetes leucurus</i>	11	117.8	1.9	3	0.004	OUT
<i>Phaethornis hispidus</i>	14	110.5	46.1	3	0.11	OUT

<i>Phaethornis petrei</i>	15	68.7	109.3	2	0.41	OUT
<i>Phaethornis subochraceus</i>	12	12	19.4	3	0.82	OUT
<i>Phaethornis nattereri</i>	14	21.4	48.9	2	0.58	OUT
<i>Phaethornis ruber</i>	8.6	173.9	133.5	3	0.2	OUT
<i>Campylopterus largipennis</i>	12	143.7	79.0	3	0.14	OUT
<i>Eupetomena macroura</i>	18	102.8	173.2	1	0.43	OUT
<i>Florisuga mellivora</i>	11	170.2	71.0	3	0.11	OUT
<i>Melanotrochilus fuscus</i>	12.6	22.7	1.9	3	0.02	OUT
<i>Colibri serrirostris</i>	12.1	99.9	153.1	2	0.39	OUT
<i>Anthracothorax viridigula</i>	12	30.8	0.2	3	0.002	OUT
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	11.4	253.1	181.0	2	0.18	OUT
<i>Chrysolampis mosquitos</i>	9.2	117.9	152.3	1	0.33	OUT
<i>Lophornis magnifica</i>	6.8	34.8	62.1	2	0.45	OUT
<i>Chlorostilbon mellisugus</i>	7.5	93.2	0.1	2	0.0003	OUT
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	8.5	127.7	114.2	2	0.23	OUT
<i>Thalurania furcata</i>	9.7	220.1	178.0	2	0.21	OUT
<i>Thalurania glaucopis</i>	11.1	41.8	38.8	2	0.24	OUT
<i>Hylocharis cyanus</i>	8.8	162.4	38.9	2	0.06	OUT
<i>Hylocharis chrysur</i>	10.5	90.9	46.1	2	0.13	OUT
<i>Leucochloris albicollis</i>	10.5	47.2	49.0	2	0.26	OUT
<i>Polytmus guainumbi</i>	10	133.6	173.1	2	0.39	OUT
<i>Amazilia chionogaster</i>	10	11.2	3.4	2	0.16	OUT
<i>Amazilia versicolor</i>	8.5	75.1	110.8	3	0.38	OUT
<i>Amazilia fimbriata</i>	9.7	178.9	153.2	2	0.22	OUT
<i>Amazilia lactea</i>	9.5	39.4	82.7	3	0.53	OUT
<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	11.8	41.6	94.7	3	0.58	OUT
Augastes scutatus	8	0.4	1.1	1	1	NT
<i>Heliathryx aurita</i>	12.5	196.5	168.4	3	0.22	OUT
<i>Heliactin cornuta</i>	11	84.7	164.8	1	0.5	OUT
<i>Heliomaster longirostris</i>	10.5	208.6	136.2	3	0.17	OUT
<i>Heliomaster squamosus</i>	11.2	18.9	45.9	3	0.95	OUT
<i>Heliomaster furcifer</i>	12	30.8	29.1	2	0.24	OUT
<i>Calliphlox amethystina</i>	8	219.1	179.3	2	0.21	OUT
<i>Trogon melanurus</i>	31.5	129.8	8.5	3	0.02	OUT
<i>Trogon viridis</i>	30	152.5	36.0	3	0.06	OUT
<i>Trogon collaris</i>	22.5	236.7	7.0	3	0.01	OUT
<i>Trogon rufus</i>	26	127.5	16.2	3	0.03	OUT
<i>Trogon surrucura</i>	26	31.1	63.0	3	0.52	OUT
<i>Trogon aurantius</i>	26	8.7	11.4	3	0.66	OUT
<i>Trogon curucui</i>	25	140.1	104.9	3	0.19	OUT
<i>Trogon violaceus</i>	22	80.7	0.9	3	0.0022	OUT
<i>Megaceryle torquata</i>	42	287.7	181.0	3	0.16	OUT
<i>Chloroceryle amazona</i>	29.5	108.5	181.0	3	0.17	OUT
<i>Chloroceryle americana</i>	19	315.6	181.0	2	0.15	OUT
<i>Chloroceryle inda</i>	22	178.2	82.6	2	0.12	OUT
<i>Chloroceryle aenea</i>	12.5	146.4	160.7	2	0.2	OUT
<i>Electron platyrhynchum</i>	37	59.4	12.0	3	0.05	OUT
<i>Baryphtengus ruficapillus</i>	42	42.6	85.5	3	0.51	OUT
<i>Momotus momota</i>	44	223.2	132.0	3	0.16	OUT
<i>Brachygalba lugubris</i>	16.5	79.1	113.2	3	0.36	OUT
<i>Galbula cyanicollis</i>	20.5	60.1	35.0	3	0.15	OUT
<i>Galbula ruficauda</i>	22	154.1	178.3	2	0.29	OUT
<i>Galbula leucogastra</i>	21	63.8	16.6	3	0.07	OUT
<i>Jacamerops aurea</i>	29.5	143.8	53.8	3	0.1	OUT

<i>Notharchus macrorhynchus</i>	26	117.3	15.3	3	0.03	OUT
<i>Notharchus tectus</i>	15.5	74.9	40.3	3	0.14	OUT
<i>Bucco tamatia</i>	17	104.4	13.4	3	0.03	OUT
<i>Nystalus chachuru</i>	18	99.6	150.1	1	0.38	OUT
<i>Nystalus striolatus</i>	18	39.7	29.0	3	0.19	OUT
<i>Nystalus maculatus</i>	18	74.3	40.0	2	0.14	OUT
<i>Malacoptila striata</i>	20.5	22.3	29.9	3	0.34	OUT
<i>Malacoptila rufa</i>	18	51.3	11.6	3	0.06	OUT
<i>Nonnula rubecula</i>	14	102.9	38.7	3	0.1	OUT
<i>Nonnula ruficapilla</i>	22	43.5	38.6	3	0.23	OUT
<i>Monasa nigrifrons</i>	27.5	146.8	138.2	3	0.24	OUT
<i>Monasa morphoeus</i>	27.5	99.5	27.4	3	0.07	OUT
<i>Chelidoptera tenebrosa</i>	16	194.9	149.8	2	0.2	OUT
<i>Capito dayi</i>	17.2	39.8	47.0	3	0.3	OUT
<i>Pteroglossus inscriptus</i>	33	100	58.8	3	0.15	OUT
<i>Pteroglossus bitorquatus</i>	36	51.8	26.9	3	0.13	OUT
<i>Pteroglossus aracari</i>	43	45.8	40.8	3	0.23	OUT
<i>Pteroglossus castanotis</i>	43	105.8	98.9	3	0.24	OUT
<i>Selenidera gouldii</i>	33	41.7	18.3	3	0.11	OUT
<i>Selenidera maculirostris</i>	33	33	53.2	3	0.41	OUT
<i>Ramphastos dicolorus</i>	48	21.3	21.6	3	0.26	OUT
<i>Ramphastos vitellinus</i>	46	160.2	109.9	3	0.17	OUT
<i>Ramphastos toco</i>	56	100.7	133.5	2	0.34	OUT
<i>Ramphastos tucanus</i>	55	123.9	9.3	3	0.02	OUT
<i>Picumnus aurifrons</i>	7.5	28	4.0	3	0.04	OUT
<i>Picumnus cirratus</i>	10	43.2	33.1	2	0.2	OUT
<i>Picumnus albosquamatus</i>	10	48.1	127.4	2	0.67	OUT
<i>Melanerpes candidus</i>	28.5	98.5	127.0	2	0.33	OUT
<i>Melanerpes cruentatus</i>	20	129.3	31.4	3	0.06	OUT
<i>Melanerpes flavifrons</i>	19.5	32	63.6	3	0.51	OUT
<i>Picoides mixtus</i>	13.5	71.4	98.5	1	0.35	OUT
<i>Veniliornis passerinus</i>	15	211.4	176.9	2	0.21	OUT
<i>Veniliornis maculifrons</i>	16	6.2	4.2	3	0.34	OUT
<i>Veniliornis affinis</i>	16.5	117.9	62.7	3	0.14	OUT
<i>Piculus leucolaemus</i>	18	34	1.7	3	0.01	OUT
<i>Piculus flavigula</i>	17.5	133.8	69.7	3	0.13	OUT
<i>Piculus chrysochloros</i>	21	127.8	101.1	3	0.13	OUT
<i>Colaptes melanochloros</i>	26	129.9	163.9	2	0.32	OUT
<i>Colaptes campestris</i>	32	101.6	150.7	1	0.38	OUT
<i>Celeus lugubris</i>	27	24.7	51.0	3	0.53	OUT
<i>Celeus flavescens</i>	27	96.6	144.4	3	0.38	OUT
<i>Celeus grammicus</i>	20	79.9	0.2	3	0.0006	OUT
<i>Celeus flavus</i>	25	114.7	17.5	3	0.04	OUT
<i>Celeus torquatus</i>	27	181.7	27.4	3	0.05	OUT
<i>Dryocopus lineatus</i>	33	248.7	181.0	2	0.19	OUT
<i>Campephilus rubricollis</i>	34	118.2	6.1	3	0.01	OUT
<i>Campephilus robustus</i>	36	38.2	45.2	3	0.3	OUT
<i>Campephilus melanoleucus</i>	31	218.8	158.3	3	0.18	OUT
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	21	178.5	98.4	3	0.14	OUT
<i>Dendrocincla turdina</i>	21	23.8	27.4	3	0.29	OUT
<i>Dendrocincla merula</i>	19	128.9	11.6	3	0.02	OUT
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	15.1	235.2	181.0	3	0.2	OUT
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	14.2	151.6	26.5	3	0.04	OUT
<i>Nasica longirostris</i>	35	105.6	27.3	3	0.07	OUT

<i>Hylexetastes perrotii</i>	28	49	21.2	3	0.11	OUT
<i>Xiphocolaptes promeropirhynchus</i>	30	77.8	1.5	3	0.005	OUT
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	29	39.8	52.4	3	0.34	OUT
<i>Xiphocolaptes major</i>	31	24.1	7.7	2	0.08	OUT
<i>Dendrocolaptes certhia</i>	26	155.5	66.1	3	0.11	OUT
<i>Dendrocolaptes pallescens</i>	28	127.1	10.1	3	0.02	OUT
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	26	77.8	144.4	3	0.47	OUT
<i>Xiphorhynchus picus</i>	20	190.1	111.6	2	0.15	OUT
<i>Xiphorhynchus obsoletus</i>	20.5	131.1	26.7	3	0.05	OUT
<i>Xiphorhynchus elegans</i>	20	62.6	10.1	3	0.04	OUT
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	24	174.4	93.9	3	0.14	OUT
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	20	143.4	176.9	1	0.31	OUT
<i>Lepidocolaptes squammatus</i>	19	20.6	34.9	3	0.43	OUT
<i>Lepidocolaptes fuscus</i>	17	49.6	69.2	3	0.36	OUT
<i>Lepidocolaptes albolineatus</i>	19	269.5	27.1	3	0.05	OUT
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	26	156.1	103.6	3	0.17	OUT
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	24	15.6	11.6	3	0.38	OUT
<i>Geobates poecilopterus</i>	12	30.3	87.0	1	1	NT
<i>Furnarius figulus</i>	16	41.6	45.5	1	0.28	OUT
<i>Furnarius leucopus</i>	17	141.2	126.0	2	0.25	OUT
<i>Furnarius rufus</i>	19	131.3	134.5	1	0.26	OUT
<i>Schoeniophylax phryganophila</i>	20	48	38.0	1	0.2	OUT
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	16	24.5	25.3	3	0.26	OUT
<i>Synallaxis frontalis</i>	16	123.8	170.6	3	0.35	OUT
<i>Synallaxis albescens</i>	16	80.8	181.0	1	0.24	OUT
<i>Synallaxis spixi</i>	16	38.6	34.0	3	0.22	OUT
<i>Synallaxis hypospodia</i>	15.5	90.4	139.6	2	0.39	OUT
<i>Synallaxis cinerascens</i>	14	23.9	12.4	3	0.13	OUT
<i>Synallaxis simoni</i>	16	4.6	17.5	3	1	OUT
<i>Synallaxis albilora</i>	16	14.7	36.8	3	0.95	OUT
<i>Synallaxis rutilans</i>	15	131.2	13.1	3	0.03	OUT
<i>Synallaxis scutata</i>	14	77.5	150.4	2	0.49	OUT
<i>Cranioleuca pallida</i>	13.5	12.6	23.7	3	0.95	OUT
<i>Certhiaxis semicinerea</i>	14	17.9	33.6	2	0.95	OUT
<i>Certhiaxis vulpine</i>	15	142.8	165.5	1	0.3	OUT
<i>Certhiaxis cinnamomea</i>	14.5	179.8	155.2	1	0.22	OUT
<i>Asthenes luizae</i>	17	0.1	1.0	1	1	VU
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	16	64	54.8	2	0.22	OUT
<i>Phacellodomus rubber</i>	19	60.2	101.6	2	0.43	OUT
<i>Anumbius annumbi</i>	19.5	60.5	60.4	1	0.25	OUT
<i>Lochmias nematura</i>	14	167.9	101.6	3	0.15	OUT
<i>Pseudoseisura cristata</i>	21.5	24.8	34.1	2	0.35	OUT
<i>Berlepschia rikeri</i>	20	97.3	87.6	3	0.23	OUT
<i>Philydor rufosuperciliatus</i>	17.5	37.1	3.6	3	0.02	OUT
<i>Philydor erythrocercus</i>	17	120.1	34.6	3	0.07	OUT
<i>Philydor erythropterus</i>	18.5	71.2	4.8	3	0.02	OUT
<i>Philydor lichtensteini</i>	16.5	40.6	72.1	3	0.45	OUT
<i>Philydor rufus</i>	19	47.8	70.3	3	0.37	OUT
<i>Philydor dimidiatus</i>	17	30.2	91.9	3	1	OUT
<i>Automolus ochrolaemus</i>	18.5	125.8	13.1	3	0.03	OUT
<i>Automolus leucophthalmus</i>	19	45.8	79.4	3	0.44	OUT
<i>Automolus rectirostris</i>	21.5	24.3	81.4	3	1	OUT
<i>Sclerurus rufigularis</i>	16	109.4	7.4	3	0.02	OUT
<i>Sclerurus scansor</i>	19.5	53.5	87.4	3	0.42	OUT

<i>Xenops tenuirostris</i>	11.5	59.6	8.8	3	0.04	OUT
<i>Xenops minutus</i>	11.5	191.5	69.8	3	0.09	OUT
<i>Xenops rutilans</i>	12.5	141.6	176.7	3	0.32	OUT
<i>Megaxenops parnaguae</i>	14.8	17.9	48.0	3	0.95	OUT
<i>Cymbilaimus lineatus</i>	16.5	134.1	43.0	3	0.08	OUT
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	20.5	32.6	44.3	3	0.35	OUT
<i>Mackenziaena severa</i>	23	17.9	19.3	3	0.54	OUT
<i>Taraba major</i>	20.5	261.7	179.3	2	0.17	OUT
<i>Sakesphorus luctuosus</i>	16	44	41.4	3	0.24	OUT
<i>Thamnophilus doliatus</i>	16	206.5	174.3	2	0.21	OUT
<i>Thamnophilus palliatus</i>	16	44.7	10.4	2	0.06	OUT
<i>Thamnophilus aethiops</i>	16	98.5	25.5	3	0.07	OUT
<i>Thamnophilus schistaceus</i>	14	81.8	15.6	3	0.05	OUT
<i>Thamnophilus punctatus</i>	14	148.2	176.6	3	0.3	OUT
<i>Thamnophilus amazonicus</i>	14	135.3	56.1	3	0.11	OUT
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	15	97	124.0	3	0.33	OUT
<i>Thamnophilus torquatus</i>	13.5	64.3	166.8	1	0.66	OUT
<i>Dysithamnus mentalis</i>	11	85	56.9	3	0.17	OUT
<i>Thamnomanes saturninus</i>	14.5	29.1	4.4	3	0.04	OUT
<i>Thamnomanes caesius</i>	14.5	123.2	30.5	3	0.06	OUT
<i>Myrmotherula brachyura</i>	7.5	134.1	21.3	3	0.04	OUT
<i>Myrmotherula sclateri</i>	8.5	38.6	5.5	3	0.04	OUT
<i>Myrmotherula surinamensis</i>	8.5	129.2	15.0	3	0.03	OUT
<i>Myrmotherula hauxwelli</i>	10	83.6	25.9	3	0.08	OUT
<i>Myrmotherula leucophthalma</i>	11.5	47	12.8	3	0.07	OUT
<i>Myrmotherula ornata</i>	11	44.1	13.9	3	0.08	OUT
<i>Myrmotherula axillaris</i>	9.5	166.5	53.1	3	0.08	OUT
<i>Myrmotherula menetriesii</i>	9.5	128.5	3.8	3	0.01	OUT
<i>Myrmochilus strigilatus</i>	14.5	36.5	22.1	2	0.15	OUT
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	12.5	88.5	165.6	3	0.48	OUT
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	14	37.4	102.7	3	1	OUT
<i>Herpsilochmus rufomarginatus</i>	10.5	67.8	24.3	3	0.09	OUT
<i>Microrhophias quixensis</i>	11.5	87.3	13.3	3	0.04	OUT
<i>Formicivora grisea</i>	11.5	101.6	78.5	2	0.2	OUT
<i>Formicivora serrana</i>	12.5	7.5	18.0	2	0.95	OUT
<i>Formicivora melanogaster</i>	13	63.8	120.2	2	0.48	OUT
<i>Formicivora rufa</i>	13	57	140.6	1	0.63	OUT
<i>Drymophila ferruginea</i>	14	12.9	14.7	3	0.58	OUT
<i>Drymophila ochropyga</i>	13.5	6.4	12.2	3	0.95	NT
<i>Drymophila devillei</i>	13	38.8	13.0	3	0.09	OUT
<i>Cercomacra cinerascens</i>	15	146.1	31.7	3	0.06	OUT
<i>Cercomacra nigrescens</i>	15.2	76.4	27.7	3	0.09	OUT
<i>Cercomacra melanaria</i>	16.5	12.2	9.4	3	0.39	OUT
<i>Cercomacra ferdinandi</i>	16	1.2	5.7	3	1	VU
<i>Pyriglena leuconota</i>	17	39.5	8.5	3	0.05	OUT
<i>Pyriglena leucoptera</i>	18	27.6	30.7	3	0.28	OUT
<i>Myrmoborus leucophrys</i>	12.5	129.6	46.6	3	0.09	OUT
<i>Myrmoborus myotherinus</i>	11.5	108.7	41.7	3	0.1	OUT
<i>Hypocnemis cantator</i>	10	132.7	26.2	3	0.05	OUT
<i>Hypocnemoides maculicauda</i>	11	75.1	49.9	3	0.17	OUT
<i>Sclatera naevia</i>	14	120.7	1.6	3	0.0034	OUT
<i>Myrmeciza loricata</i>	14.5	8.9	1.4	3	0.08	OUT
<i>Myrmeciza hemimelaena</i>	12	61.3	22.6	3	0.09	OUT
<i>Myrmeciza atrothorax</i>	14	8.8	54.3	3	0.18	OUT

<i>Rhegmatorhina hoffmansii</i>	13.5	9.9	8.5	3	0.44	OUT
<i>Hylophilax punctulata</i>	11	54.4	0.4	3	0.002	OUT
<i>Hylophilax poecilonota</i>	12	139.3	41.2	3	0.08	OUT
<i>Phlegopsis nigromaculata</i>	17	80.8	9.2	3	0.03	OUT
<i>Formicarius colma</i>	17	144.2	29.7	3	0.05	OUT
<i>Formicarius analis</i>	17	116.5	18.6	3	0.04	OUT
<i>Hylopezus berlepschi</i>	14.5	29.6	11.0	3	0.09	OUT
<i>Conopophaga lineata</i>	11	46.1	64.2	3	0.35	OUT
<i>Melanopareia torquata</i>	14	57.8	149.6	1	1	OUT
<i>Scytalopus novacapitalis</i>	11	0.8	3.4	3	1	NT
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	11.5	71.9	119.3	2	0.42	OUT
<i>Phyllomyias virescens</i>	12	20.3	17.1	3	0.21	OUT
<i>Phyllomyias reiseri</i>	12	11.6	44.0	3	1	OUT
<i>Ornithion inerme</i>	8.5	142.2	29.8	3	0.05	OUT
<i>Camptostoma obsoletum</i>	10	294.2	181.0	1	0.16	OUT
<i>Phaeomyias murina</i>	12	229.1	179.4	1	0.2	OUT
<i>Sublegatus modestus</i>	14	119.3	167.9	2	0.36	OUT
<i>Suiriri suiriri</i>	15	119.6	158.7	1	0.34	OUT
<i>Myiopagis gaimardii</i>	12.5	182.7	93.3	3	0.13	OUT
<i>Myiopagis caniceps</i>	12.5	161.3	103.5	3	0.16	OUT
<i>Myiopagis viridicata</i>	12.6	136.6	140.1	3	0.26	OUT
<i>Elaenia flavogaster</i>	15	39.6	165.7	2	0.21	OUT
<i>Elaenia spectabilis</i>	17.6	55.2	94.8	3	0.44	OUT
<i>Elaenia mesoleuca</i>	15	66.9	135.5	3	0.52	OUT
<i>Elaenia cristata</i>	14	114.4	144.6	1	0.32	OUT
<i>Elaenia chiriquensis</i>	13.5	167.9	147.1	1	0.22	OUT
<i>Elaenia obscura</i>	17.8	40.3	48.7	3	0.31	OUT
<i>Serpophaga subcristata</i>	10	103.3	101.1	2	0.25	OUT
<i>Inezia inornata</i>	10	34.4	12.4	2	0.09	OUT
<i>Culicivora caudacuta</i>	10.2	45.4	97.4	1	0.55	VU
<i>Polystictus superciliosus</i>	10.2	7.5	17.9	1	1	NT
<i>Polystictus pectoralis</i>	9.8	81.6	81.8	1	0.26	NT
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	11	120.9	161.6	2	0.34	OUT
<i>Euscarthmus rufomarginatus</i>	11	31.3	110.9	1	0.9	OUT
<i>Mionectes oleagineus</i>	11.5	166.1	24.9	3	0.04	OUT
<i>Mionectes rufiventris</i>	13	25.8	34.6	3	0.34	OUT
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	13	163.3	172.8	3	0.27	OUT
<i>Phylloscartes flaveolus</i>	11	257.5	54.5	3	0.12	OUT
<i>Phylloscartes ventralis</i>	11.5	41.9	18.7	3	0.11	OUT
<i>Corythopsis delalandi</i>	12	56.9	137.7	3	0.62	OUT
<i>Corythopsis torquata</i>	13.5	146.9	33.6	3	0.06	OUT
<i>Myiornis auricularis</i>	7	20.6	11.4	3	0.14	OUT
<i>Myiornis eocaudatus</i>	6.5	107.9	18.8	3	0.04	OUT
<i>Hemitriccus minor</i>	10	54.2	17.0	3	0.08	OUT
<i>Hemitriccus diops</i>	11.5	17.6	7.4	3	0.21	OUT
<i>Hemitriccus flammulatus</i>	11	12.8	2.7	3	0.11	OUT
<i>Hemitriccus zosterops</i>	11	108.4	27.1	2	0.06	OUT
<i>Hemitriccus striaticollis</i>	10	81.7	105.9	2	0.33	OUT
<i>Hemitriccus nidipendulum</i>	9.5	9	10.3	2	0.58	OUT
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	10	212.3	162.1	2	0.33	OUT
<i>Todirostrum plumbeiceps</i>	9	20.5	2.7	3	0.03	OUT
<i>Todirostrum fumifrons</i>	9	49.1	43.3	2	0.22	OUT
<i>Todirostrum latirostre</i>	9.5	94	94.3	3	0.26	OUT
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	9	13.1	38.3	3	0.95	OUT

<i>Todirostrum cinereum</i>	8.8	147.1	138.4	2	0.24	OUT
<i>Ramphotrigo megalcephala</i>	13	46.8	11.1	3	0.06	OUT
<i>Ramphotrigo ruficauda</i>	15	142.3	55.3	3	0.1	OUT
<i>Ramphotrigo fuscicauda</i>	15.5	7.8	0.1	3	0.01	OUT
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	4.5	238.3	162.5	3	0.17	OUT
<i>Tolmomyias assimilis</i>	13.5	114.6	1.9	3	0.004	OUT
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	12	204.5	127.0	3	0.16	OUT
<i>Platyrrinchus mystaceus</i>	9.8	118.7	171.5	3	0.37	OUT
<i>Platyrrinchus platyrrhynchus</i>	10.5	125.2	16.0	3	0.03	OUT
<i>Onychorhynchus coronatus</i>	16.2	145.7	29.8	3	0.05	OUT
<i>Terenotriccus erythrurus</i>	9.7	270.3	48.8	3	0.08	OUT
<i>Myiobius barbatus</i>	12.5	150.5	75.1	3	0.13	OUT
<i>Myiobius atricaudus</i>	12.5	80.4	55.4	3	0.18	OUT
<i>Myiophobus fasciatus</i>	12.2	206.8	168.1	1	0.21	OUT
<i>Lathrotriccus eulerei</i>	12.7	212.1	181.0	3	0.22	OUT
<i>Contopus cinereus</i>	13.5	133.6	157.3	3	0.36	OUT
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	15	247.7	181.0	3	0.19	OUT
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	13	136.6	55.5	1	0.1	OUT
<i>Xolmis cinerea</i>	22.5	195.5	177.0	1	0.32	OUT
<i>Xolmis velata</i>	20	66.8	148.9	1	0.57	OUT
<i>Heteroxolmis dominicana</i>	20	27.1	1.3	1	0.01	VU
<i>Knipolegus orenocensis</i>	15	12.4	9.9	2	0.4	OUT
<i>Knipolegus franciscanus</i>	16.2	5.4	10.4	3	1	OUT
<i>Knipolegus lophotes</i>	20	26.2	69.0	1	0.67	OUT
<i>Arundinicola leucocephala</i>	12.4	202.6	168.3	1	0.21	OUT
<i>Colonia colonus</i>	13.3	136.4	165.0	3	0.31	OUT
<i>Alectrurus tricolor</i>	13.5	45	94.5	1	0.53	VU
<i>Gubernetes yetapa</i>	42	52	98.5	1	0.48	OUT
<i>Satrapa icterophrys</i>	16.5	52.8	162.2	1	0.31	OUT
<i>Hirundinea ferruginea</i>	17.5	104.6	113.8	2	0.28	OUT
<i>Machetornis rixosus</i>	18.5	144.1	104.4	1	0.18	OUT
<i>Attila bolivianus</i>	19	65.8	19.1	3	0.07	OUT
<i>Attila spadiceus</i>	17	144.1	4.4	3	0.01	OUT
<i>Casiornis rufa</i>	16.5	80.4	125.4	3	0.4	OUT
<i>Casiornis fusca</i>	18	64.4	94.7	3	0.37	OUT
<i>Rhyptiterna simplex</i>	19.5	156.7	45.4	3	0.07	OUT
<i>Rhyptiterna immunda</i>	18	28.8	16.0	2	0.14	OUT
<i>Laniocera hypopyrra</i>	20.7	263.2	18.4	3	0.03	OUT
<i>Sirystes sibilator</i>	17.8	148.5	120.1	3	0.21	OUT
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	16	182.9	34.2	3	0.05	OUT
<i>Myiarchus swainsonii</i>	19.5	244.9	181.0	1	0.19	OUT
<i>Myiarchus ferox</i>	19.5	235.8	181.0	2	0.2	OUT
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	19.5	132.7	179.4	2	0.24	OUT
<i>Pitangus sulphuratus</i>	22.5	303.1	181.0	1	0.15	OUT
<i>Philohydor lictor</i>	18	183.1	64.9	3	0.09	OUT
<i>Megarhynchus pitangua</i>	21.5	261.6	181.0	2	0.18	OUT
<i>Myiozetetes cayanaensis</i>	17.5	146.3	132.9	3	0.23	OUT
<i>Myiozetetes similis</i>	17.5	190.2	91.9	2	0.12	OUT
<i>Myiodinastes maculatus</i>	21.5	296.2	181.0	3	0.16	OUT
<i>Legatus leucophaeus</i>	15	234.8	147.4	2	0.16	OUT
<i>Empidonomus varius</i>	19	221.8	181.0	2	0.21	OUT
<i>Griseotyrannus aurantioatrocristatus</i>	18	119.4	107.4	2	0.23	OUT
<i>Tyrannopsis sulphurea</i>	19.5	125.3	20.4	3	0.04	OUT
<i>Tyrannus albogularis</i>	20	80.5	115.6	1	0.37	OUT

<i>Tyrannus melancholicus</i>	21.5	317.1	181.0	1	0.15	OUT
<i>Tyrannus savana</i>	40	13.1	153.6	1	0.51	OUT
<i>Pachyramphus viridis</i>	14	115.4	156.4	2	0.35	OUT
<i>Pachyramphus castaneus</i>	14.8	132.4	68.6	3	0.13	OUT
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	15.5	110.7	181.0	2	0.16	OUT
<i>Pachyramphus marginatus</i>	13.5	140.8	13.7	3	0.02	OUT
<i>Pachyramphus minor</i>	16.8	140.5	34.8	3	0.06	OUT
<i>Pachyramphus validus</i>	17.8	132.2	181.0	3	0.35	OUT
<i>Tityra cayana</i>	21	233.7	178.3	3	0.19	OUT
<i>Tityra semifasciata</i>	20.5	104.5	43.2	3	0.11	OUT
<i>Tityra inquisitor</i>	17	211.9	181.0	3	0.22	OUT
<i>Schiffornis virescens</i>	15.6	39.7	77.5	3	0.5	OUT
<i>Schiffornis turdinus</i>	17.7	153.4	27.3	3	0.05	OUT
<i>Piprites chloris</i>	12.8	153.7	14.6	3	0.02	OUT
<i>Xenopipo atronitens</i>	12.2	61	5.2	2	0.02	OUT
<i>Antilophia galeata</i>	13.9	52	159.1	3	1	OUT
<i>Tyraneutes stolzmanni</i>	8	100.1	24.3	3	0.06	OUT
<i>Neopelma pallescens</i>	14	46.5	92.0	3	0.5	OUT
<i>Neopelma sulphureiventer</i>	13	21.5	2.1	3	0.02	OUT
<i>Heterocercus lineatus</i>	13.8	37.9	20.0	3	0.13	OUT
<i>Machaeopterus pyrocephalus</i>	7.6	45.5	39.9	3	0.22	OUT
<i>Manacus manacus</i>	11	152.8	42.7	3	0.07	OUT
<i>Illicura militaris</i>	12.8	24.6	51.3	3	0.53	OUT
<i>Chiroxipia pareola</i>	12	99.2	18.2	3	0.05	OUT
<i>Chiroxipia caudata</i>	13	34	34.1	3	0.26	OUT
<i>Pipra nattereri</i>	8	23.3	25.4	3	0.28	OUT
<i>Pipra fasciicauda</i>	10	97.9	103.1	3	0.27	OUT
<i>Pipra rubrocapilla</i>	9.1	68.8	27.9	3	0.1	OUT
<i>Lipaugus vociferans</i>	24	159.3	52.1	3	0.08	OUT
<i>Xipholena punicea</i>	19	73.1	20.7	3	0.07	OUT
<i>Gimnoderus foetidus</i>	36	125.1	62.2	3	0.13	OUT
<i>Querula purpurata</i>	27	262.6	16.9	3	0.04	OUT
<i>Cephalopterus ornatus</i>	48	117.7	25.2	3	0.05	OUT
<i>Oxyruncus cristatus</i>	18	40.3	48.3	3	0.31	OUT
<i>Tachycineta albiventer</i>	13.5	260.1	181.0	1	0.18	OUT
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	13.5	115.6	126.1	1	0.28	OUT
<i>Phaeoprogne tapera</i>	17.5	293.9	181.0	1	0.16	OUT
<i>Progne chalybea</i>	19.5	293.2	181.0	1	0.16	OUT
<i>Notyochelidon cyanoleuca</i>	12	286.3	163.7	1	0.15	OUT
<i>Atticora fasciata</i>	14.7	138.2	26.4	2	0.05	OUT
<i>Atticora melanoleuca</i>	14.7	52.9	1.6	1	0.01	OUT
<i>Alopochelidon fucata</i>	12.5	91.6	90.3	1	0.25	OUT
<i>Anthus lutescens</i>	13	163.7	144.3	1	0.22	OUT
<i>Anthus hellmayri</i>	14.8	29.1	4.2	1	0.04	OUT
<i>Donacobius atricapillus</i>	23	178.4	131.9	1	0.19	OUT
<i>Campylorhynchus turdinus</i>	20.5	87.4	36.3	2	0.11	OUT
<i>Odontorchilus cinereus</i>	11.8	13.9	4.0	3	0.14	OUT
<i>Cistothorus platensis</i>	10.2	93	53.0	1	0.15	OUT
<i>Thryothorus genibarbis</i>	17	119.6	117.9	3	0.25	OUT
<i>Thryothorus leucotis</i>	14.5	182.2	136.1	3	0.19	OUT
<i>Thryothorus guarayanus</i>	13.5	13.2	2.2	2	0.08	OUT
<i>Troglodytes aedon</i>	12.2	363.5	181.0	1	0.13	OUT
<i>Microcerculus marginatus</i>	10.7	99.5	8.8	3	0.02	OUT
<i>Mimus saturninus</i>	26	152.1	168.8	1	0.28	OUT

<i>Mimus triurus</i>	22	28.9	8.7	1	0.08	OUT
<i>Turdus rufiventris</i>	25	116.1	116.8	1	0.26	OUT
<i>Turdus leucomelas</i>	22	154.9	178.1	2	0.29	OUT
<i>Turdus fumigatus</i>	24	94	17.1	3	0.05	OUT
<i>Turdus hauxwelli</i>	23	66.3	1.4	3	0.01	OUT
<i>Turdus albicollis</i>	22	246.2	26.8	3	0.04	OUT
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	15	183.2	40.5	3	0.06	OUT
<i>Polioptila dumicola</i>	11.5	83.2	86.9	2	0.27	OUT
<i>Zonotrichia capensis</i>	15	253.1	181.0	1	0.25	OUT
<i>Myospiza humeralis</i>	12	217.4	181.0	1	0.21	OUT
<i>Poospiza cinerea</i>	13.3	14.9	50.3	1	1	VU
<i>Sicalis citrina</i>	12.3	14.3	10.4	1	0.37	OUT
<i>Sicalis columbiana</i>	11.5	27.9	27.3	1	0.25	OUT
<i>Sicalis flaveola</i>	13.5	131.2	105.4	1	0.2	OUT
<i>Sicalis luteola</i>	12.5	80.7	9.8	1	0.03	OUT
<i>Emberizoides herbicola</i>	20	133.7	129.5	1	0.25	OUT
<i>Embernagra longicauda</i>	21.5	10.3	18.2	1	1	NT
<i>Volatinia jacarina</i>	11.4	291.1	181.0	1	0.16	OUT
<i>Sporophila schistacea</i>	11	26.8	0.3	2	0.003	OUT
<i>Sporophila plumbea</i>	10.5	98.5	142.2	1	0.37	OUT
<i>Sporophila collaris</i>	11.5	67.3	99.3	1	0.38	OUT
<i>Sporophila nigricollis</i>	11	182.2	162.6	1	0.23	OUT
<i>Sporophila caerulescens</i>	11	110.5	113.7	1	0.26	OUT
<i>Sporophila leucoptera</i>	12.5	67.9	127.1	1	0.48	OUT
<i>Sporophila bouvreuril</i>	10	83.5	121.8	1	0.37	OUT
<i>Sporophila hypoxantha</i>	10	62.7	99.3	1	0.4	OUT
<i>Sporophila ruficollis</i>	10	57.9	71.3	1	0.31	NT
<i>Oryzoborus maximiliani</i>	15	85.4	85.4	1	0.25	NT
<i>Oryzoborus angolensis</i>	13	250.9	181.0	1	0.18	OUT
<i>Arremon taciturnus</i>	15.3	145.9	133.7	3	0.23	OUT
<i>Arremon flavirostris</i>	15	44.8	74.9	3	0.43	OUT
<i>Charitospiza eucosma</i>	11.3	34.9	86.1	1	1	NT
<i>Coryphasiza melanotis</i>	13	34.5	85.3	1	0.63	VU
<i>Coryphospingus pileatus</i>	13.3	53.6	91.2	2	0.43	OUT
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	13.3	98.2	82.4	2	0.21	OUT
<i>Paroaria dominicana</i>	17.2	38.7	48.2	1	0.32	OUT
<i>Paroaria gularis</i>	16.5	116.5	17.6	2	0.04	OUT
<i>Paroaria baeri</i>	16.5	5.4	10.6	2	1	OUT
<i>Paroaria capitata</i>	16.5	30.5	30.4	1	0.25	OUT
<i>Pitylus grossus</i>	19	136.8	18.7	3	0.03	OUT
<i>Saltator maximus</i>	19.5	191.7	122.5	3	0.16	OUT
<i>Saltator similes</i>	20	74.4	129.1	2	0.44	OUT
<i>Saltator coerulescens</i>	20	187.1	66.1	2	0.09	OUT
<i>Saltator atricollis</i>	20	49.9	134.4	1	1	OUT
<i>Cyanocompsa cyanoides</i>	16	155.5	20.5	3	0.03	OUT
<i>Cyanocompsa cyanea</i>	15.5	119.6	134.1	3	0.29	OUT
<i>Porphyrospiza caerulescens</i>	13	38	110.5	1	1	OUT
<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	17.8	52.7	118.0	1	0.57	OUT
<i>Schistochlamys melanopis</i>	18	134.9	120.4	1	0.23	OUT
<i>Neothraupis fasciata</i>	15.5	40.9	116.2	1	0.72	NT
<i>Cypsinagra hirundinacea</i>	15.5	58	145.2	1	0.64	OUT
<i>Cissopis leveriana</i>	29	314.6	65.1	3	0.13	OUT
<i>Compsothraupis loricata</i>	23	36	88.9	2	0.63	OUT
<i>Thlypopsis sordida</i>	13.5	149.8	174.4	2	0.3	OUT

<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	14	19.1	9.7	3	0.26	OUT
<i>Hemithraupis guira</i>	13	186.7	162.5	3	0.22	OUT
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	12.8	19.5	14.8	3	0.38	OUT
<i>Hemithraupis flavicollis</i>	14	78.9	37.5	3	0.12	OUT
<i>Nemosia pileata</i>	13	245.6	179.0	3	0.25	OUT
<i>Eucometis penicillata</i>	18	122.7	94.9	3	0.2	OUT
<i>Lanio versicolor</i>	16	64.7	17.2	3	0.07	OUT
<i>Tachyphonus cristatus</i>	15.5	132.7	23.4	3	0.04	OUT
<i>Tachyphonus luctuosus</i>	12.5	150.4	57.0	3	0.1	OUT
<i>Tachyphonus coronatus</i>	17.7	28.9	31.9	3	0.28	OUT
<i>Tachyphonus rufus</i>	18	117.6	106.1	3	0.23	OUT
<i>Tachyphonus phoenicius</i>	15.5	51.9	15.7	2	0.08	OUT
<i>Tricothrapis melanops</i>	17.5	53.8	76.3	3	0.36	OUT
<i>Habia rubica</i>	19.5	109.2	16.5	3	0.04	OUT
<i>Piranga flava</i>	17.5	95.4	144.6	1	0.39	OUT
<i>Ramphocelus carbo</i>	18	212.1	175.3	2	0.21	OUT
<i>Thraupis sayaca</i>	17.5	148.7	175.0	2	0.3	OUT
<i>Thraupis palmarum</i>	18	247.2	179.6	2	0.18	OUT
<i>Euphonia chlorotica</i>	9.5	193.6	176.3	2	0.23	OUT
<i>Euphonia violacea</i>	12	98.7	99.8	3	0.26	OUT
<i>Euphonia lanirostris</i>	12.5	81.2	30.7	3	0.1	OUT
<i>Euphonia chalybea</i>	12.5	20.1	8.5	3	0.11	OUT
<i>Euphonia musica</i>	11	62.8	53.0	3	0.21	OUT
<i>Euphonia chrysopasta</i>	11	114.5	1.3	3	0.003	OUT
<i>Euphonia minuta</i>	8.5	122.3	3.8	3	0.01	OUT
<i>Euphonia rufiventris</i>	11	105.3	42.2	3	0.1	OUT
<i>Euphonia pectoralis</i>	11.5	35	61.6	3	0.45	OUT
<i>Tangara mexicana</i>	13.6	159.3	55.8	3	0.09	OUT
<i>Tangara chilensis</i>	13.5	82.6	2.0	3	0.01	OUT
<i>Tangara seledon</i>	13.5	18.1	5.8	3	0.16	OUT
<i>Tangara cyanoventris</i>	13.5	9.2	7.1	3	0.39	OUT
<i>Tangara gyrola</i>	13.5	112.8	17.1	3	0.04	OUT
<i>Tangara cayana</i>	14	172.7	178.9	3	0.26	OUT
<i>Tangara cyanicollis</i>	12	38.1	58.6	3	0.39	OUT
<i>Tangara nigrocincta</i>	13	88.6	13.5	3	0.04	OUT
<i>Dacnis lineata</i>	11.5	139.1	22.3	3	0.04	OUT
<i>Dacnis cayana</i>	13	238.1	177.7	2	0.19	OUT
<i>Chlorophanes spiza</i>	13.5	168.1	37.6	3	0.06	OUT
<i>Cyanerpes caeruleus</i>	9.3	150.7	16.1	3	0.03	OUT
<i>Cyanerpes cyaneus</i>	11.7	177.4	90.1	3	0.13	OUT
<i>Tersina viridis</i>	14	166.9	121.5	3	0.19	OUT
<i>Coereba flaveola</i>	10.8	215.9	177.7	2	0.21	OUT
<i>Parula pitiayumi</i>	9.8	176.3	154.7	3	0.22	OUT
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	13.5	179.8	155.7	1	0.22	OUT
<i>Basileuterus flaveolus</i>	14.1	85.6	167.6	3	0.5	OUT
<i>Basileuterus culicivorus</i>	12.2	131.8	180.4	3	0.35	OUT
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	12.5	29.5	98.3	3	0.85	OUT
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	14.4	27.5	4.1	3	0.04	OUT
<i>Basileuterus leucophrys</i>	15.3	17.2	64.4	3	1	OUT
<i>Granatellus pelzeni</i>	11.8	82.3	43.9	3	0.14	OUT
<i>Conirostrum speciosum</i>	10.5	172.7	174.0	3	0.26	OUT
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	16	264.7	181.0	2	0.17	OUT
<i>Vireo olivaceus</i>	14	289.1	181.0	3	0.16	OUT
<i>Hilophilus thoracicus</i>	12.5	61.6	3.5	3	0.01	OUT

<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	12	17.2	37.3	3	0.95	OUT
<i>Hylophilus pectoralis</i>	12	77.5	89.2	3	0.29	OUT
<i>Hylophilus muscicapinus</i>	11.5	67.7	30.3	3	0.11	OUT
<i>Hylophilus hypoxanthus</i>	11.5	89.4	1.7	3	0.005	OUT
<i>Psarocolius decumanus</i>	39.5	222.1	164.4	3	0.19	OUT
<i>Psarocolius bifasciatus</i>	43.5	105.5	50.8	3	0.12	OUT
<i>Cacicus cela</i>	25.5	183.6	72.2	3	0.1	OUT
<i>Cacicus haemorrhous</i>	24.5	163.6	57.4	2	0.09	OUT
<i>Cacicus solitarius</i>	25	172.3	145.9	2	0.22	OUT
<i>Icterus cayanensis</i>	21	215.6	181.0	2	0.21	OUT
<i>Icterus icterus</i>	23	135.7	101.3	2	0.19	OUT
<i>Agelaius cyanopus</i>	19.5	77.8	90.0	1	0.29	OUT
<i>Agelaius ruficapillus</i>	17.5	153.6	167.0	1	0.3	OUT
<i>Leistes superciliaris</i>	18	114.2	47.3	1	0.11	OUT
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	24	59.2	89.2	1	0.38	OUT
<i>Amblyramphus holosericeus</i>	23	31.4	6.1	1	0.05	OUT
<i>Gnorimopsar chopi</i>	23.5	137.3	174.5	1	0.32	OUT
<i>Molothrus badius</i>	17	86.8	27.5	1	0.08	OUT
<i>Molothrus bonariensis</i>	19	270.5	163.8	1	0.15	OUT
<i>Scaphidura oryzivora</i>	32.5	215.6	117.4	1	0.14	OUT
<i>Carduellis magellanica</i>	11	121.3	115.2	1	0.24	OUT
<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	37	35.6	31.9	3	0.23	OUT
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	33	47.5	151.9	1	1	OUT
<i>Cyanocorax chrysops</i>	34	79.2	58.3	2	0.19	OUT
<i>Cyanocorax cyanopogon</i>	31	60	128.4	2	0.54	OUT

* Apesar de esta espécie ser atualmente comum em áreas de agricultura mecanizada de grande parte do Brasil Central, muitas populações aparentemente estão ameaçadas em outras regiões do Brasil e América do Sul, o que está de acordo com a classificação de IUCN (2004). Convém ressaltar que, por exemplo, nos estados do Ceará e Rio Grande do Norte, a ema (*R. americana*) foi extinta, embora no passado eram freqüentes grandes bandos nos mesmos (Sick 1997, ver referência no capítulo I). Na Argentina, a caça para obtenção de penas, carne e couro tem colocado muitas populações de emas a beira da extinção (Mercolli e Yanosky 2001, ver referência no Anexo II). Do mesmo modo, durante um censo realizado nos anos de 2001 a 2002, não foram encontrados registros desta espécie na Área de Preservação Ambiental “Nascentes do Rio Vermelho”, no nordeste goiano, a qual se caracteriza pela abundância de fisionomias abertas e preservadas de Cerrado, embora a área aparentemente estivesse sujeita a intensa atividade de caça (D. Blamires, com. pess.)

a. Espécie considerada como de *status* reprodutivo desconhecido por Silva (1995b), embora possua registros de imaturos no Distrito Federal e de atividade reprodutiva no nordeste de Goiás (Antas e Cavalcanti 1998, Blamires *et al.* no prelo, referências no Apêndice II).

APÊNDICE II

Referências bibliográficas provenientes da literatura primária recente.

- Andrade, M. A. (1997). As Aves na Região do Parque Estadual do Ibitipoca: Conservação e distribuição. *In: Parque Estadual do Ibitipoca: Seminário de Pesquisa*, 61-72p.
- Antas, P. T. Z. e Cavalcanti, R. B. (1998). **Aves comuns do Planalto Central (2ª edição)**. Brasília. Editora da Universidade de Brasília, 238 p.
- Anjos, L. e Ferreira, A. R. J. (1998). Registros de campo de *Hylocharis sapphirina* e *H. cyanus* na região de Londrina, norte do estado do Paraná, sul do Brasil (Trochiliformes: Trochilidade). **Ararajuba** 6 (1): 51-53.
- Arzua, M., Scherer-Neto, P., Figueiredo, G. J., Carrano, E., Ribas, C. F. e Rachwald, M. (2001). Novos registros do saí-canário *Thlypopsis sordida* (Emberizidae) no Estado do Paraná, com comentários sobre sua distribuição. **Ararajuba** 9 (2): 143-144.
- Bagno, M. A. e Rodrigues, F. G. (1998). Novos registros de espécies de aves para o Estado de Goiás, Brasil. **Ararajuba** 6 (1): 64-65.
- Bettini, G., Pacheco, J. F., Aleixo, A. e Lima, F. C. T. (1998). New records extended the known range of the Henna-capped Foliage-gleaner (*Hylocryptus rectirostris*) southeastward (Passeriformes: Furnariidae). **Ararajuba** 11 (1): 145-146.
- Blamires, D., Lemes, M. J., Carvalho, C. C., Souza, C. R. P. e Mendonça, C. V. (2002). Ocorrência de *Columbina picui strepitans* Spix, 1825 na região de Mambaí, nordeste do Estado de Goiás, Brasil (Columbiformes, Columbidae). **Ararajuba** 10 (1): 99-100.

- Blamires, D., Mendonça, C. V., Hidasi, J. e Sant'Ana, C. E. R. (2005). Occurrence of the whistling heron, *Syrigma sibilatrix* (Temminck, 1824) (Aves: Ciconiiformes) in Goiás State, central Brazil. **Lundiana** 6(1): 67-69.
- Blamires, D., Carvalho, C. C., e Mathias, P. V. C. (2007). First breeding record of White-collared Swift *Streptoprocne zonaris* in the Brazilian Cerrado. **Cotinga** (no prelo).
- Braz, V. S., Abreu, T. L. S., Lopes, L. E., Leite, L. O., França, F. G. R., Vasconcelos, M. M. e Balbino, S. F. (2003). Brazilian Merganser *Mergus octocetaceus* discovered in Jalapão State Park, Tocantins, Brazil. **Cotinga** 20: 68-71.
- Brooks, D. M. (2000). New distributional records for birds in the Paraguayan Chaco. **Cotinga** 13: 77-78.
- Capper, D. R., Clay, R. P., Madroño-Nieto, A. N. e Barnett, J. M. (2001). New information on the distribution of twenty-two bird species in Paraguay. **Ararajuba** 9 (1): 57-59.
- Cooper, D. S. (2003). New distributional and ecological information on birds in south-western Guatemala. **Cotinga** 19: 61-63.
- Costa, R. (2001). Novos registros para a avifauna da Área de Proteção Ambiental do Ibirapuitã e sua necessidade de conservação. **Tangara** 1 (1): 34-38.
- D'Ângelo-Neto, S. D. e Queiroz, S. R. (2001). Ocorrência da Maria-Corruíra (*Euscarthmus rufomarginatus*) no Norte de Minas Gerais, Brasil. **Tangara** 1 (2): 90-94.
- Guilherme, E., H., Nobre, R. e Gonzaga, L. P. (2003). The first record of the avian near-obligate bamboo specialist dusky-tailed flat bill (*Ramphotricon fuscicauda*) in the eastern Acre State, Brazil. **Lundiana** 4 (2): 157-159.
- Hennessey, A. B. e Gómez, M. I. (2003). Four bird species new to Bolívia: an ornithological survey of the Yungas site Tokoaque, Madidi National Park. **Cotinga** 19: 25-33.
- Imberti, S. (2003). Notes on the distribution and natural history of some birds in Santa Cruz and Tierra del Fuego provinces, Patagonia, Argentina. **Cotinga** 19: 15-24.

- Janni, O. (2004). More distributional data on Ecuadorian birds. **Cotinga** 21 (2004): 25-26.
- King, J. R. (1989). Notes on the birds of the Rio Mazan Valley, Azuay Province, Ecuador, with special reference to *Leptosittaca branickii*, *Hapalopsittaca amazonica pyrrhops*, and *Metallura baroni*. **Bulletin of the British Ornithologists Club** 109 (3): 140-147.
- Kratter, A. W., Silleet, T. S., Chesser, R. T., O'Neill, P. O., Parker III, T. A. e Castillo, A. (1993). Avifauna of a Chaco Locality in Bolivia. **Wilson Bulletin** 105 (1): 114-141.
- Krügel, M. M. (2003). Registro documentado de *Chondrohierax uncinatus* (Temminck, 1822) (Falconiformes: Accipitridae) para o Rio Grande do Sul. **Ararajuba** 11 (1): 83-84.
- Machado, R. B., Rigueira, S. E. e Lins, L. V. (1998). Expansão geográfica do canário-rabudo (*Embernagra longicauda* - Aves, Emberizidae) em Minas Gerais. **Ararajuba** 6 (1): 42-45.
- Mercolli, C. e Yanosky, A. A. (2001). Greater Rhea Predation in the Eastern of Chaco of Argentina. **Ararajuba** 9 (2): 139-141.
- Olmos, F. (2003). Birds in Mata Estrela private reserve, Rio Grande do Norte, Brazil. **Cotinga** 20: 26-30.
- Pacheco, J. F., e Laps, R. R. (2001). Notas sobre primeiros registros de seis espécies de Suboscines de Santa Catarina a partir de coleções seriadas, incluindo uma ocorrência não divulgada. **Tangara** 1 (4): 169-171.
- Roda, S. A. e Carlos, C. J. (2003). New records for some poorly known birds of the Atlantic Forest in north-east Brazil. **Cotinga** 20: 17-20.
- Shardlow, M. E. A. e Shardlow, H. M. (2004). First record of White-banded Mocking bird *Mimus triurus* for Peru and a summary of known occurrence. **Cotinga** 21: 79-80.
- Silveira, L. F., Calonge-Méndez, A. e Rocha-Brito, G. R. (2001). Range extensions and new records for birds in Piauí State, Brazil. **International Journal of Ornithology** 4 (3/4): 219-224.

- Tubelis, D. P. e Tomas, W. M. (2003). Bird species of the Pantanal wetland, Brazil. **Ararajuba** 11 (1): 5-37.
- Vasconcelos, M. F. (2003). A avifauna dos campos de altitude da Serra do Caparaó, estados de Minas Gerais e Espírito Santo, Brasil. **Cotinga** 19: 40-48.
- Vasconcelos, M. F., Maldonado-Coelho, M., e Durães, R. (1999). Notas sobre algumas espécies de aves ameaçadas e pouco conhecidas da porção meridional da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais. **Melopsittacus** 2 (2/4): 44-50.
- Vasconcelos, M. F. e Roos, A. L. (2000). Novos registros de aves para o Parque Estadual do Morro do Diabo, São Paulo. **Melopsittacus** 3 (2): 81-84.
- Vasconcelos, M. F., Vasconcelos, P. N., Maurício, G. N., Matrangolo, C. A. R., Dell'Amore, C. M., Nemésio, A., Ferreira, J. C., e Endrigo, E. (2003). Novos registros ornitológicos para a Serra do Caraça, Brasil, com comentários sobre distribuição geográfica de algumas espécies. **Lundiana** 4 (2): 135-139.
- Vasconcelos, M. F., Lamas, I. R. e Diniz, M. G. (2003). Novo registro estende a distribuição conhecida de *Synallaxis cinerascens* (Passeriformes: Furnariidae) para o norte. **Ararajuba** 11 (1): 103-104.
- Vasconcelos, M. F., Coelho, M. M. e Buzzetti, D. R. C. (2003). Range extensions for the gray-bached tachuri (*Polysticus superciliaris*) and the pale-throated serra-finch (*Embernagra longicauda*) with a revision on their geographic distribution. **Ornitologia Neotropical** 14 (4): 477-489.
- Vasconcelos, M. F., Matrangolo, C. A. R. e D'Ângelo-Neto, S. (2003). Variação de plumagem e expansão geográfica do Rapazinho-dos-velhos *Nystalus maculatus*. **Cotinga** 20: 66-67.
- Venturini, A. C. e Paz, P. R. (2003). Registros documentados de aves inéditas ou de ocorrência rara no Espírito Santo. **Ararajuba** 11 (1): 95-99.

Zyskowski, K., Robbins, M. B., Peterson, A. T., Bostwick, K. S., Clay, R. P. e Amarilla L. A.

(2003). Avifauna of the northern Paraguayan Chaco. **Ornitologia Neotropical** 14 (2):

247-262.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)