

Riqueza de espécies e ameaças à conservação das aves do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas, sul do Brasil

André Magnani Xavier de Lima¹

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, UFPR, Brasil.
E-mail: andremxlima@gmail.com

ABSTRACT. Species richness and threats to conservation of birds in the Palmas Grasslands Wildlife Refuge, southern Brazil. The southern border of Paraná State is a transition region between forest and grasslands. The Palmas Grasslands Wildlife Refuge (RVSCP) was recently delimited in this area, composed by private properties in the “Chopim river Headwaters”. Bird species richness and similarity between environments within the RVSCP were estimated. During surveys, any potential issue for the conservation of birds was recorded. Total richness in RVSCP was 210 species, which were found in three main environments: forests, grasslands and aquatics, and includes endangered species. The main commercial activities within the RVSCP threat species maintenance, primarily due to habitat loss and degradation. There are implications for management planning due to occurrence of endangered species from both main environments. Increased management effort/costs and restriction for commercial activities within the RVSCP would be the main consequences.

KEY WORDS. Atlantic forest, avian community, fragmentation, grasslands, nature reserve.

RESUMO. O extremo sul do Estado do Paraná é um mosaico de ecossistemas que inclui tanto formações florestais como campestres. Situam-se nesta região as “Nascentes do rio Chopim”, onde foi criado o Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas (RVSCP), categoria de unidade de conservação (UC) constituída por propriedades privadas. A riqueza de aves do RVSCP foi estudada por meio de estimativas da riqueza total de espécies, riqueza e similaridade entre ambientes. Durante as amostragens foram observadas condições relevantes para a conservação da avifauna e seus habitats. A riqueza encontrada no RVSCP foi de 210 espécies associadas a três principais ambientes: florestal, campestre e aquático, incluindo espécies ameaçadas de extinção. As principais atividades comerciais realizadas dentro da UC ameaçam a manutenção de diversas espécies, de modo geral, devido à redução e degradação dos habitats. A ocorrência de espécies ameaçadas de extinção tanto em ambiente florestal como campestre pode se tornar uma dificuldade extra para a definição de estratégias de conservação da avifauna. A principal consequência é a necessidade de segmentar ações de manejo para, no mínimo, dois tipos de ambientes (florestal e campestre), o que aumentaria o custo das ações para a conservação e restringiria as alternativas comerciais para o uso do solo nas áreas privadas.

PALAVRAS-CHAVE. avifauna, Campos, Floresta Atlântica, fragmentação, unidades de conservação.

INTRODUÇÃO

Regiões de transição entre ecossistemas apresentam características particulares que podem ser importantes para a conservação da biota regional (GOSZ 1993, CARRARA *et al.* 2013, HAIDAR *et al.* 2013). A estrutura e disposição espacial das diferentes fitofisionomias vegetais variam largamente em diferentes escalas, e esta heterogeneidade ambiental pode ser decisiva para a composição da comunidade de aves (WILLIAMS *et al.* 1999). Especialmente o planalto sul do Brasil caracteriza-se por uma região de transição de variados ecossistemas (*i.e.* Florestas Ombrófila Densa, Mista, Semidecídua, Formações campestres e de várzeas) e, por isto, congrega uma diversidade biológica peculiar de aves. A região possui espécies endêmicas em diferentes escalas geográficas e há entre estas endêmicas espécies que habitam ambientes de forma exclusiva, como ecossistemas campestres e florestais (CRACRAFT 1985, SILVA *et al.* 2004), além de espécies de ampla distribuição continental (RIDGELY & TUDOR 1994, SICK 2001).

O extremo centro-sul do Estado do Paraná está nesta região de transição de ecossistemas e apresenta padrões de vegetação particulares, com influência da elevação altitudinal, além da condição climática influenciada pela latitude subtropical. É uma zona de transição entre relictos de formações campestres (Campos Limpos) e as formações de Floresta

Ombrófila Mista com predominância de *Araucaria angustifolia* (MAACK 2002). Estes ecossistemas podem apresentar riqueza e diversidade de aves muito distintas, pois muitas espécies são associadas exclusivamente a um determinado ecossistema, campestre ou florestal. No entanto, a condição do conhecimento sobre a diversidade e conservação da avifauna nesta região, denominada de “Nascentes do rio Chopim”, é classificada como “insuficientemente conhecida, mas de provável importância biológica”, segundo avaliação conduzida pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil (HERINGER & MONTENEGRO 2000). Uma parte da área de conexão entre estes ecossistemas, justamente nas nascentes do rio Chopim, é o que a Unidade de Conservação (UC) Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas (RVSCP) inclui dentro de seus limites territoriais (BRASIL 2006).

Alguns estudos ornitológicos foram conduzidos na região, incluindo amostragens realizadas em áreas próximas e possivelmente até dentro da UC (anteriormente à sua criação), resultando em pelo menos 150 espécies que ocorrem na região (STRAUBE *et al.* 2005). Dentre estas, estão inclusas espécies ameaçadas de extinção, algumas com habitat restrito aos campos e outras associadas exclusivamente ao ambiente florestal, além de algumas espécies atualmente raras. Porém, em áreas com matriz ambiental similar (*i.e.* que inclui ambientes campestres e florestais), podem ser encontradas pelo menos cerca de 250

espécies de aves (ANJOS & GRAF 1993). Esta diferença entre riquezas indica que a região dos Campos de Palmas ainda não foi estudada de maneira satisfatória, tornando esperado um aumento significativo na riqueza de espécies nesta área conforme novos estudos sejam conduzidos.

Porém, além da riqueza específica total, também é necessário entender melhor como é a relação destas espécies com os habitats disponíveis, pois além do conhecimento sobre distribuição espaço-temporal das aves campestres ainda ser insuficiente na região sul do Brasil (REPENNING *et al.* 2010), algumas espécies são consideradas ameaçadas de extinção (MMA 2003, SILVEIRA & STRAUBE 2008). Esta situação se agrava pelo fato de um Refúgio de Vida Silvestre ser constituído por propriedades privadas (BRASIL 2000), com variadas atividades de subsistência e comerciais em seu território, em um mosaico de ambientes naturais e antropizados. Assim, este estudo contribui com o conhecimento ornitológico no sul do Brasil, visando aprofundar a discussão sobre a manutenção da diversidade biológica em uma unidade de conservação frente às características da matriz ambiental e às influências das ações nelas praticadas. Para entender a relação entre ambientes e a conservação da comunidade de aves do RVSCP foram estimadas a riqueza específica total da UC, com base na riqueza de espécies em diferentes ambientes, e a similaridade entre ambientes. Além dos registros de ocorrência de espécies endêmicas e ameaçadas, é discutido também sobre a ocorrência de ações potencialmente conflitantes para a conservação das espécies.

MÉTODOS

Área de estudo

O RVSCP é uma UC com características incomuns se comparada às demais categorias de UC no Brasil, devido ao fato desta categoria ser composta espacialmente por propriedades de direito privado, nas quais seus donos mantêm o direito de uso do solo (BRASIL 2000). Criada em 2006 e com uma área total de 16.582 ha (BRASIL 2006), ela envolve cerca de 50 proprietários rurais que atuam em variados ramos e escalas comerciais do setor agropecuário e silvicultural, nos municípios de Palmas e General Carneiro, Estado do Paraná.

Amostragens de riqueza

As campanhas para coleta de dados em campo ocorreram em dois períodos distintos – no final do inverno, entre os dias 17 e 22 de agosto, e durante a primavera do ano de 2012, entre os dias 8 e 14 de outubro, nas quais o esforço total de amostragem foi de cerca de 62 e 70 horas, respectivamente. As atividades foram conduzidas em dois períodos, entre 6h e 13h e entre 14h e 20h. De modo geral, a obtenção de dados em campo ocorreu pela identificação da espécie mediante observação direta com o uso de binóculos ou fotografia, ou pelo registro e reconhecimento de suas vocalizações. Em cada registro foi indicada a forma de observação, coordenadas geográficas (Garmin Map62, datum SAD69, 22J, em UTM), dentre outras informações alusivas às características ambientais e à conservação. Os registros foram classificados por ambientes (Florestal: que inclui áreas contínuas, capões e remanescentes florestais; Campestre: que inclui todos os ambientes campestres,

inclusive várzeas e banhados; *Pinus*: inclui apenas as áreas de plantio de *Pinus* sp.; e Aquático: inclui todos os corpos d'água, seja lântico ou lótico) e cada espécie foi classificada quanto ao seu hábito de ocorrência (espécies migratórias, residentes ou de registro acidental, conforme CBRO [2011]) e seu status de conservação conforme listas nacional e estadual (STRAUBE *et al.* 2004, SILVEIRA & STRAUBE 2008).

Para estimar a riqueza de espécies em diferentes ambientes, e para posteriormente analisar a similaridade da riqueza entre estes ambientes, foi executado um esforço amostral padronizado em 12 pontos de amostragem (Tab. I, Fig. 1). Os pontos foram alocados após visita para o reconhecimento em campo das variantes do RVSCP, realizado em junho de 2012. As amostragens foram constituídas por observações em uma sequência de oito sub-pontos organizados em linha contínua para escuta e visualização, com 10 minutos de duração e mínimo de 100 metros de distância entre cada ponto de escuta, totalizando um quilômetro percorrido durante 90 min, em cada ponto (GREGORY *et al.* 2004). Cada ponto foi amostrado ao todo quatro vezes em diferentes dias, sendo duas vezes em cada campanha. A hora em que cada ponto foi amostrado por este procedimento foi ordenada de modo a obter o mesmo esforço amostral entre os diferentes períodos do dia em cada ponto.

Os 12 pontos amostrais apresentam características particulares, mesmo aqueles que compartilham a mesma tipologia. Exceção ocorre nos pontos de monocultura de *Pinus* sp., onde as áreas podem ser consideradas homogêneas e praticamente sem variação estrutural do habitat entre os pontos. Aos demais pontos são destacadas as seguintes observações:

Ponto 1 – Floresta (450170,37 / 7063160,17): possui vegetação estritamente florestal influenciada pelo relevo de encosta, o qual é caracterizado pela variação altitudinal. Em geral a área apresenta uma vegetação que alterna entre estágios iniciais e intermediários, os quais são influenciados por intervenção antrópica (*i.e.* corte seletivo) e também por maior índice de clareiras nas encostas serranas. Algumas áreas apresentam formação de sub-bosque sombreado e com maior diversidade biológica associada (*e.g.* Bromeliaceae e Cactaceae).

Ponto 2 – Floresta (449328,99 / 7064938,17): formação estritamente florestal, mas este ponto amostral destaca-se por apresentar grandes áreas com florestas em estágio inicial de sucessão, com predominância de composição florística homogênea, especialmente arbóreas pioneiras e espécies de taquara. São notáveis indícios do corte seletivo de árvores em tempos pretéritos, e por esta condição, o sub-bosque apresenta-se em sua totalidade como áreas com espécies arbustivas em alta densidade. Há a ocorrência de córregos e de sua vegetação ripária neste ponto, em semelhante estado de conservação de forma geral.

Pontos 3 (447998,14 / 7061535,62), 4 (441912,71 / 7060596,35) e 8 (436793,01 / 7061641,46) – *Pinus*: os pontos em áreas de cultivo de *Pinus* sp. apresentam homogeneidade absoluta em sua região de dossel. Podem variar entre a ausência total ou pouca diversidade biológica associada ao sub-bosque, com uma densa camada de serrapilheira formada pelas acículas de *Pinus*.

Ponto 5 – Floresta (443738,34 / 7066774,38): a área

Tabela I. Lista de espécies com ocorrência no Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas, Paraná. Forma de registro: V- visual; A- auditivo; E- entrevista; B- bibliográfico. Ambiente: F- Florestal; C- Campestre; P- *Pinus* sp.; A- aquático. Status de ocorrência : R- residente; E- endêmico; VN- visitante do norte (CBRO 2011). Status de conservação: Brasil (SILVEIRA & STRAUBE 2008) e Paraná (STRAUBE *et al.* 2004): CR- criticamente em perigo; EN- em perigo; VU- vulnerável, NT- quase ameaçada; DD- dados deficientes.

Table I. Species occurrence list in the Palmas Grasslands Wildlife Refuge, state of Paraná. Type of record: V- visual; A- audition; E- interview; B- literature. Environment: F- Forest (forest and remnants); C- Grassland (all sorts); P- pines; A- aquatic. Habit: R- resident; E- endemic; VN- northern visitor. Conservation status in: Brazil (SILVEIRA & STRAUBE 2008) and Paraná (STRAUBE *et al.* 2004): CR- critically endangered; EN- endangered; VU- vulnerable, NT- near threatened; DD- deficient data.

Taxa	Nome em português	Forma de registro	Ambiente	Status de ocorrência	Status Brasil	Status Paraná
Tinamiformes						
Tinamidae						
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	inhambuquaçu	A, B	F, C	R		
<i>Rhynchotus rufescens</i> (Temminck, 1815)	perdiz	V, A, B	C	R		
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)	codorna	V, A, B	C	R		
Anseriformes						
Anatidae						
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	pato-do-mato	B	F, A	R		
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	pé-vermelho	V, B	C, A	R		
<i>Anas flavirostris</i> Vieillot, 1816	marreca-pardinha	B	C, A	R		
<i>Anas georgica</i> Gmelin, 1789	marreca-parda	V, B	C, A	R		
Galliformes						
Cracidae						
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	jacuaçu	V, B	F	R		
Podicipediformes						
Podicipedidae						
<i>Tachybaptus dominicus</i> (Linnaeus, 1766)	mergulhão-pequeno	V, B	A	R		
<i>Podilymbus podiceps</i> (Linnaeus, 1758)	mergulhão-caçador	V, B	A	R		
Ciconiiformes						
Ciconiidae						
<i>Ciconia maguari</i> (Gmelin, 1789)	maguari	V, B	A	R		
Phalacrocoracidae						
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	biguá	V, B	A	R		
Pelecaniformes						
Ardeidae						
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	socozinho	V, B	F, A	R		
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	garça-vaqueira	V, B	C	R		
<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	garça-moura	V, B	A	R		
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	garça-branca-grande	V, B	C, A	R		
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	maria-faceira	V, B	C, A	R		

Tabela I. Continuação.

Table I. Continuation.

Taxa	Nome em português	Forma de registro	Ambiente	Status de ocorrência	Status Brasil	Status Paraná
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	garça-branca-pequena	V, B	A	R		
Threskiornithidae						
<i>Plegadis chihi</i> (Vieillot, 1817)	caraúna-de-cara-branca	V	A	R		
<i>Theristicus caudatus</i> (Vieillot, 1817)	curicaca	V, B	C	R		
Cathartiformes						
Cathartidae						
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	urubu-de-cabeça-vermelha	V, B	F	R		
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	urubu-de-cabeça-preta	V, B	F, C	R		
<i>Sarcoramphus papa</i> (Linnaeus, 1758)	urubu-rei	B	F, C	R		
Accipitridae						
<i>Elanoides forficatus</i> (Linnaeus, 1758)	gavião-tesoura	V	F, C	R		
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	gavião-peneira	V, B	F, C	R		
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	sovi	V	F, C	R		
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)	gavião-caboclo	V, B	C	R		
<i>Urubitinga urubitinga</i> (Gmelin, 1788)	gavião-preto	V	F	R		
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó	V, B	F, P, C	R		
<i>Parabuteo leucorrhous</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	gavião-de-sobre-branco	V, A	F	R		
<i>Geranoaetus albicaudatus</i> (Vieillot, 1816)	gavião-de-rabo-branco	V, B	C	R		
<i>Geranoaetus melanoleucus</i> (Vieillot, 1819)	águia-chilena	B	C	R		
<i>Pseudastur polionotus</i> (Latham, 1790)	gavião-pombo-grande	V, B	F	R		NT
<i>Harpia harpyja</i> (Linnaeus, 1758)	gavião-real	B	F	R		CR
<i>Spizaetus ornatus</i> (Daudin, 1800)	gavião-de-penacho	B	F	R		EN
Falconiformes						
Falconidae						
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	caracará	V, B	P, C	R		
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro	V, B	P, C	R		
<i>Milvago chimango</i> (Vieillot, 1816)	chimango	E	C	R		
<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	quiriquiri	V, B	C	R		
<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	falcão-de-coleira	V, B	C	R		
Gruiformes						

Tabela I.Continuação.
Table I. Continuation.

Taxa	Nome em português	Forma de registro	Ambiente	Status de ocorrência	Status Brasil	Status Paraná
Rallidae						
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	saracura-do-mato	V, A, B	F	R		
<i>Laterallus melanophaius</i> (Vieillot, 1819)	sanã-parda	V, B	A	R		
<i>Laterallus leucopyrrhus</i> (Vieillot, 1819)	sanã-vermelha	B	A	R		
<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	saracura-sanã	V, B	A	R		
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	frango-d'água-comum	V, B	A	R		
Charadriiformes						
Charadriidae						
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero	V, A, B	P, C	R		
Recurvirostridae						
<i>Himantopus melanurus</i> Vieillot, 1817	pernilongo-de-costas-brancas	V, B	A	R		
Scolopacidae						
<i>Gallinago paraguaiiae</i> (Vieillot, 1816)	narceja	B	C, A	R		
<i>Bartramia longicauda</i> (Bechstein, 1812)	maçarico-do-campo	V, B	C	VN		
<i>Tringa melanoleuca</i> (Gmelin, 1789)	maçarico-grande-de-perna-amarela	V, B	C, A	VN		
<i>Tringa flavipes</i> (Gmelin, 1789)	maçarico-de-perna-amarela	V, B	A	VN		
Jacanidae						
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	jaçanã	V, B	C, A	R		
Columbiformes						
Columbidae						
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	rolinha-roxa	V, B	C	R		
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	fogo-apagou	B	C	R		
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pombão	V, A, B	F, P, C	R		
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	pomba-de-bando	V, B	P, C	R		
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu	A, B	F, C	R		
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	juriti-gemeadeira	A, B	F	R		
Psittaciformes						
Psittacidae						
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	tiriba-de-testa-vermelha	V, A, B	F	R		
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	maitaca-verde	V, A, B	F	R		

Tabela I. Continuação.

Table I. Continuation.

Taxa	Nome em português	Forma de registro	Ambiente	Status de ocorrência	Status Brasil	Status Paraná
<i>Amazona vinacea</i> (Kuhl, 1820)	papagaio-de-peito-roxo	V, A, B	F	R	VU	NT
Cuculiformes						
Cuculidae						
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	V, B	F	R		
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	anu-preto	V, B	C	R		
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco	V, A, B	C	R		
Strigiformes						
Tytonidae						
<i>Tyto alba</i> (Scopoli, 1769)	coruja-da-igreja	A, B	C	R		
Strigidae						
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	corujinha-do-mato	A, B	F	R		
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i> (Bertoni & Bertoni, 1901)	murucututu-de-barriga-amarela	A	F	R		
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	coruja-buraqueira	V, A, B	C	R		
Caprimulgiformes						
Nyctibiidae						
<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)	mãe-da-lua			R		
Caprimulgidae						
<i>Lurocalis semitorquatus</i> (Gmelin, 1789)	tuju	V, A	P, F, C	R		
<i>Hydropsalis albicollis</i> (Gmelin, 1789)	bacurau	V, A, B	F	R		
<i>Hydropsalis anomala</i> (Gould, 1838)	curiango-do-banhado	V	C	R		VU
<i>Hydropsalis torquata</i> (Gmelin, 1789)	bacurau-tesoura	V	C	R		
Apodiformes						
Apodidae						
<i>Cypseloides senex</i> (Temminck, 1826)	taperuçu-velho	V	C	R		
<i>Chaetura meridionalis</i> Hellmayr, 1907	andorinhão-do-temporal	V, B	C	R		
Trochilidae						
<i>Colibri serrirostris</i> (Vieillot, 1816)	beija-flor-de-orelha-violeta	V, A, B	F	R		
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	besourinho-de-bico-vermelho	V, A, B	F, C	R		
<i>Leucochloris albicollis</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-papo-branco	V, A, B	F	R		
Trogoniformes						
Trogonidae						

Tabela I.Continuação.
Table I. Continuation.

Taxa	Nome em português	Forma de registro	Ambiente	Status de ocorrência	Status Brasil	Status Paraná
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	surucua-variado	V, A, B	F	R		
Coraciiformes						
Alcedinidae						
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	martim-pescador-grande	V, B	A	R		
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	martim-pescador-pequeno	V, B	F	R		
Piciformes						
Ramphastidae						
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766	tucano-de-bico-verde	V, A, B	F	R		
Picidae						
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	pica-pau-anão-de-coleira	V, B	F	R		
<i>Picumnus nebulosus</i> Sundevall, 1866	pica-pau-anão-carijó	V	F	R		
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	pica-pau-branco	V, A	C	R		
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	picapauzinho-verde-carijó	V, A, B	F	R		
<i>Piculus aurulentus</i> (Temminck, 1821)	pica-pau-dourado	V	F	R		
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-verde-barrado	V, A, B	F	R		
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	pica-pau-do-campo	V, A, B	C	R		
Passeriformes						
Thamnophilidae						
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa	V, A, B	F	R		
<i>Thamnophilus ruficapillus</i> Vieillot, 1816	choca-de-chapéu-vermelho	V, A, B	F	R		
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata	V, A, B	F	R		
<i>Drymophila rubricollis</i> (Bertoni, 1901)	trovoada-de-bertoni	V, A	F	R		
<i>Drymophila malura</i> (Temminck, 1825)	choquinha-carijó	V, A	F	R		
Conopophagidae						
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	chupa-dente	B	F	R		
Rhinocryptidae						
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i> (Wied, 1831)	macuquinho	A, E	F	R, E		
<i>Scytalopus speluncae</i> (Ménétriès, 1835)	tapaculo-preto	A	F	R, E		
<i>Scytalopus iraiensis</i> Bornschein, Reinert & Pichorim, 1998	macuquinho-da-várzea	A	A	R, E	EN	EN
Formicariidae						

Tabela I. Continuação.

Table I. Continuation.

Taxa	Nome em português	Forma de registro	Ambiente	Status de ocorrência	Status Brasil	Status Paraná
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	tovaca-campainha	A, B	F	R		
Dendrocolaptidae						
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-verde	V, A, B	F	R		
<i>Campylorhamphus falcularius</i> (Vieillot, 1822)	arapaçu-de-bico-torto	B	F	R		
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i> (Cabanis & Heine, 1859)	arapaçu-escamado-do-sul	V, A, B	F	R		
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	arapaçu-grande	V, A, B	F	R		
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-de-garganta-branca	V, B	F	R		
Furnariidae						
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	joão-de-barro	V, A	C	R		
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	joão-porca	V, A	F	R		
<i>Heliobletus contaminatus</i> Berlepsch, 1885	trepadorzinho	V, A, B	F	R		
<i>Leptasthenura striolata</i> (Pelzeln, 1856)	grimpeirinho	V, A, B	F	R		DD
<i>Leptasthenura setaria</i> (Temminck, 1824)	grimpeiro	V, A, B	F	R		
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i> (Pelzeln, 1859)	cisqueiro	V, A	F	R		
<i>Anumbius annumbi</i> (Vieillot, 1817)	cochicho	V, A, B	C	R		
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)	curutié	V, A	A	R		
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	pichororé	V, A	F	R		
<i>Synallaxis cinerascens</i> Temminck, 1823	pi-puí	V, A	F	R		
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	joão-teneném	V, A, B	F	R		
<i>Cranioleuca obsoleta</i> (Reichenbach, 1853)	arredio-oliváceo	V, A	F, C	R		
Pipridae						
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	tangará	A, B	F	R		
Tityridae						
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	caneleiro-preto	V, B	F	R		
Tyrannoidea Incertae sedis						
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	patinho	B	F	R		
Rhynchocyclidae						
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	cabeçudo	V, A, B	F	R		
<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)	borboletinha-do-mato	V, A, B	F	R		

Tabela I. Continuação.
Table I. Continuation.

Taxa	Nome em português	Forma de registro	Ambiente	Status de ocorrência	Status Brasil	Status Paraná
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	V, B	F	R		
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	tororó	V, B	F	R		
Tyrannidae						
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha	V, A, B	F, C	R		
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	guaracava-de-barriga-amarela	V, A, B	F	R		
<i>Elaenia parvirostris</i> Pelzeln, 1868	guaracava-de-bico-curto	V, A	F	R		
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	tuque	V, A	F	R		
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	guaracava-cinzenta	B	F	R		
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	piolhinho	V, B	F	R		
<i>Serpophaga nigricans</i> (Vieillot, 1817)	joão-pobre	V, B	A	R		
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	alegrinho	V, A, B	F	R		
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	bem-te-vi-pirata	V, A, B	F, C	R		
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	irré	V, A, B	F	R		
<i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)	gritador	V, A, B	F, C	R		
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi	V, A, B	F, C	R		
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	suiriri-cavaleiro	V, B	C	R		
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado	V, A	F, C	R		
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei	V, A, B	F	R		
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	bentevizinho-de-penacho-vermelho	V, A	F	R		
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	suiriri	V, A, B	F, C	R		
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	tesourinha	V, A, B	C	R		
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	peitica	V, A, B	F, C	R		
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	viuvinha	V	F, C	R		
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	filipe	V, B	F	R		
<i>Pyrocephalus rubinus</i> (Boddaert, 1783)	príncipe	V	C	R		
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	guaracavuçu	V, B	F, C	R		
<i>Lathrotriccus eulerei</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado	V, B	F, C	R		
<i>Knipolegus lophotes</i> Boie, 1828	maria-preta-de-penacho	V, A	C	R		
<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)	suiriri-pequeno	V, B	F, C	R		

Tabela I.Continuação.

Table I. Continuation.

Taxa	Nome em português	Forma de registro	Ambiente	Status de ocorrência	Status Brasil	Status Paraná
<i>Xolmis cinereus</i> (Vieillot, 1816)	primavera	V, B	C	R		
<i>Xolmis velatus</i> (Lichtenstein, 1823)	noivinha-branca	V, A	C	R		
<i>Xolmis dominicanus</i> (Vieillot, 1823)	noivinha-de-rabo-preto	V, A, B	C	R		
Vireonidae						
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	V, A, B	F	R		
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	juruvicara	V, A, B	F	R		
<i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822	verdinho-coroado	V, B	F	R		
Corvidae						
<i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818)	gralha-azul	V, A, B	F, P	R		
<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	gralha-piçaca	V, A, B	F, P	R		
Hirundinidae						
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-pequena-de-casa	V, A, B	F, P, C	R		
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-serradora	V, B	C	R		
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	andorinha-doméstica-grande	V, A, B	F, C	R		
<i>Tachycineta leucorrhoa</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-de-sobre-branco	V, A, B	A	R		
<i>Petrochelidon pyrrhonota</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-de-dorso-acanelado	B	A	VN		
Troglodytidae						
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	corruíra	V, A, B	F, C	R		
<i>Cistothorus platensis</i> (Latham, 1790)	corruíra-do-campo	V, A, B	C	R		
Turdidae						
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira	V, A, B	F, C	R		
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	sabiá-barranco	V, B	C	R		
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca	V, A, B	P, C	R		
<i>Turdus subalaris</i> (Seeböhm, 1887)	sabiá-ferreiro	V, A, B	F	R		
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	sabiá-coleira	V, A, B	F	R		
Mimidae						
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	sabiá-do-campo	V, A, B	C	R		
Motacillidae						
<i>Anthus lutescens</i> Pucheran, 1855	caminheiro-zumbidor	V, A, B	C	R		
<i>Anthus nattereri</i> Sclater, 1878	caminheiro-grande	V, A, B	C	R	VU	DD
<i>Anthus hellmayri</i> Hartert, 1909	caminheiro-de-barriga-acanelada	V, A	C	R		

Tabela I.Continuação.
Table I. Continuation.

Taxa	Nome em português	Forma de registro	Ambiente	Status de ocorrência	Status Brasil	Status Paraná
Thraupidae						
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	trinca-ferro-verdadeiro	V, A, B	F	R		
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i> (Strickland, 1844)	cabecinha-castanha	V, A	F	R		
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto	V, A, B	F	R		
<i>Lanio cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico-rei	B	F	R		
<i>Lanio melanops</i> (Vieillot, 1818)	tiê-de-topete	V, A, B	F	R		
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaçu-cinzento	V, A, B	F, C	R		
<i>Tangara preciosa</i> (Cabanis, 1850)	saíra-preciosa	B	F	R		
<i>Stephanophorus diadematus</i> (Temminck, 1823)	sanhaçu-frade	V, A, B	F, C	R		
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)	saíra-viúva	V, B	F	R		
<i>Pipraeidea bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	sanhaçu-papa-laranja	V	F	R		
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	saí-andorinha	V	F, C	R		
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	saíra-de-papo-preto	V	F	R		
Emberizidae						
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico	V, A, B	P, C	R		
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	tico-tico-do-campo	V, A, B	P, C	R		
<i>Haplospiza unicolor</i> Cabanis, 1851	cigarra-bambu	V, B	C	R		
<i>Donacospiza albifrons</i> (Vieillot, 1817)	tico-tico-do-banhado	V, A	C	R		
<i>Poospiza cabanisi</i> Bonaparte, 1850	tico-tico-da-taquara	V, A	F	R		
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	canário-da-terra-verdadeiro	V, A, B	C	R		
<i>Sicalis luteola</i> (Sparrman, 1789)	tipio	V, A	C	R		
<i>Emberizoides herbicola</i> (Vieillot, 1817)	canário-do-campo	V, A, B	C	R		
<i>Emberizoides ypiranganus</i> Ihering & Ihering, 1907	canário-do-brejo	V, A	C	R		
<i>Embernagra platensis</i> (Gmelin, 1789)	sabiá-do-banhado	V, A, B	C	R		
<i>Volatinia jacarina</i> (Verreaux, 1869)	tiziu	V, A, B	C	R		
<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	coleirinho	B	C	R		
<i>Sporophila hypoxantha</i> Cabanis, 1851	caboclinho-de-barriga-vermelha	E	C	R		NT
Cardinalidae						
<i>Cyanoloxia brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)	azulão	V	C	R		
Parulidae						
<i>Parula pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	mariquita	V, A, B	F	R		

Tabela I. Continuação.
Table I. Continuation.

Taxa	Nome em português	Forma de registro	Ambiente	Status de ocorrência	Status Brasil	Status Paraná
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	pia-cobra	V, A, B	C	R		
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	V, A, B	F	R		
<i>Basileuterus leucoblepharus</i> (Vieillot, 1817)	pula-pula-assobiador	V, A, B	F	R		
Icteridae						
<i>Cacicus chrysopterus</i> (Vigors, 1825)	tecelão	V, A, B	F	R		
<i>Gnorimopsar chopi</i> (Vieillot, 1819)	graúna	V, A, B	C	R		
<i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819)	chopim-do-brejo	V, A, B	C	R		
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	vira-bosta	V, A, B	C	R		
<i>Sturnella superciliaris</i> (Bonaparte, 1850)	polícia-inglesa-do-sul	V, B	C	R		
Fringillidae						
<i>Sporagra magellanica</i> (Vieillot, 1805)	pintassilgo	V, A, B	C	R		
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	fim-fim	V, A	F, C	R		

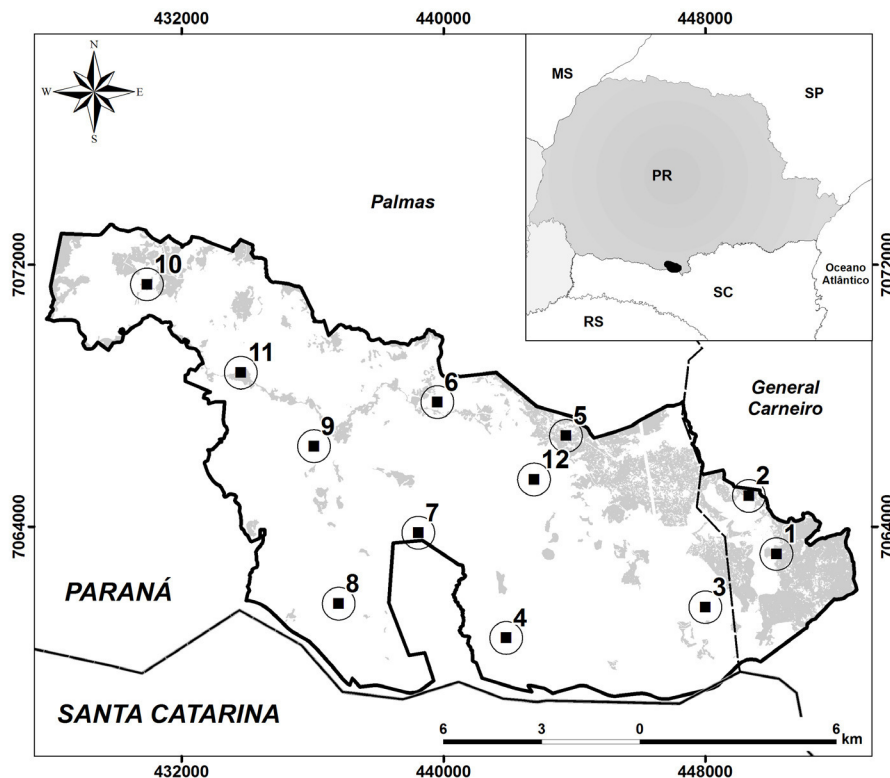


Figura 1. Localização dos pontos amostrais no Refúgio de Vida Silvestre Campos de Palmas, Estado do Paraná.
Figure 1. Survey sites in the Wildlife Refuge Campos de Palmas, state of Paraná.

deste ponto de ambiente silvícola situa-se mais próximo dos campos naturais se comparada aos outros pontos amostrais de mesma tipologia. Há predominância de estágios iniciais e intermediários, com destaque para alguns indivíduos arbóreos de grande porte. No entanto, é notável que a área sofreu um processo de corte seletivo nas últimas décadas e apresenta atualmente uma estrutura condizente com esta situação: predominância de árvores em idades juvenis e intermediárias, com muitas regiões dominadas por espécies de plantas exóticas e invasoras, como gramíneas utilizadas para pastagem.

Ponto 6 – Campo (439809,27 / 7067806,26): neste ponto a formação campestre situa-se mais próxima da transição com o ambiente florestal, se comparado com os demais pontos da mesma tipologia. Há a formação de banhados em alguns fundos de vale e de afloramentos rochosos no topo de colinas. A atividade pecuária é intensa na área do ponto amostrado, principalmente pela proximidade deste com uma das sedes das fazendas da região.

Ponto 7 – Campo (439227,18 / 7063811,05): poucos capões florestais interrompem a continuidade dos campos neste ponto amostral. Entretanto, afloramentos rochosos típicos de formações campestres não são evidentes como em outros pontos observados no RVSCP. Ainda assim, a característica principal desta área remete à paisagem campestre, embora a atividade pecuária constante exerça influência na estrutura da vegetação, principalmente pela ocorrência de gramíneas exóticas utilizadas para o pastoreio.

Ponto 9 – Campo Úmido (436038,95 / 7066456,88): devido a uma estrutura de relevo que forma áreas de fundos de vale muito próximas da calha do rio Chopim, há uma extensa formação de banhados neste ponto amostral. A formação campestre é evidente, com a ocorrência de afloramentos rochosos nas áreas mais altas das colinas. Há muito pouco remanescente da formação florestal neste ponto amostral (<5 ha), e a sua extensão é composta principalmente por áreas de banhado, várzeas ripárias e pastagens.

Ponto 10 – Mosaico (430932,48 / 7071404,60): área de formação florestal associada à ocorrência de extensos banhados. Embora originalmente esta combinação talvez tivesse sido a configuração predominante na região do RVSCP, atualmente a área deste ponto amostral aparenta ser o principal remanescente desta formação florestal associada a banhados. O dossel com predominância de pinheiros-do-paraná *Araucaria angustifolia* é o mais expressivo entre os pontos amostrais avaliados e há remanescentes de áreas com sub-bosque em estágio mais avançado do que geralmente encontrado na região. No entanto, a maior parte do sub-bosque apresenta ausência de plantas responsáveis pelo recrutamento (plântulas e juvenis) e áreas com diversidade de espécies de alto grau aparente de homogeneidade.

Ponto 11 – Capão (433803,21 / 7068705,85): capões florestais de pequenas extensões (<1 ha) situam-se às proximidades da margem do rio Chopim, onde predominam pinheiros-do-paraná no dossel, e o sub-bosque apresenta uma formação típica de florestas ripárias, com muitas árvores de pequeno porte e formatos irregulares. Nas áreas onde está atualmente cercado há indícios de ocorrer um processo de regeneração, mas na maior parte deste ponto o sub-bosque apresenta-se muito alterado e às vezes é inexistente.

Ponto 12 – Lacustre (441912,70 / 7064938,98): apresenta uma extensa área de inundação (>10 ha), ocasionada por uma barragem desativada, e banhados ao longo das margens do rio Chopim. Para as aves, a extensão onde predomina a lâmina de água e vegetação aquática se torna um ambiente lacustre específico, não encontrado em outros pontos (*i.e.* florestas e campos ou até mesmo rios).

Adicionalmente, até duas horas de esforço foi empregado para observações oportunísticas em cada ponto de amostragem, tanto para o registro de espécies como para obter informações relacionadas à conservação das espécies. Estas caracterizaram-se principalmente pelo registro de espécies avistadas e procuradas *ad libitum*, conforme a variação de hábitat em cada localidade, principalmente com o uso de reprodução do canto (playback) das espécies em foco. As espécies procuradas por esta técnica foram aquelas citadas como ameaçadas de extinção, segundo SILVEIRA & STRAUBE (2008) e STRAUBE *et al.* (2004), ou citadas no Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Passeriformes Ameaçados dos Campos Sulinos e Espinilho (Portaria ICMBio 21/2012), desde que passíveis de ocorrência na área.

Além dos trabalhos de coleta de dados diretamente em campo, foram compiladas informações sobre aves mediante conversas oportunísticas com a comunidade na região do RVSCP. O ordenamento taxonômico seguiu a nomenclatura sugerida pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2011).

Análise de dados

A riqueza total de espécies de aves da UC resultou da soma de todos os registros obtidos em campo e também por bibliografia. Para avaliar a representatividade dos dados foi estimada a curva cumulativa de riqueza para cada tipo principal de ambiente (*i.e.* floresta, campos, lacustre e *Pinus*) e no total (considerando cada ponto amostral como uma unidade amostral). As curvas foram geradas com base em 100 reamostragens aleatórias no programa EstimateS (versão 9.1.0, COLWELL 2013). As riquezas observadas em cada ponto amostral foram comparadas através de análises pareadas com base no Coeficiente de Similaridade de Jaccard (Sij) utilizando o programa PAST (versão 2.17b, HAMMER *et al.* 2001).

RESULTADOS

Riqueza de espécies no RVSCP

Um total de 210 espécies de aves foram registradas no RVSCP (Tab. I). Este total é constituído por 20 ordens e 52 famílias, das quais 23 famílias pertencem à ordem Passeriformes (n=121 espécies). As famílias com maior riqueza específica são Tyrannidae (n=30), Emberizidae (n=13), Accipitridae, Furnariidae e Thraupidae (n=12, cada), e Picidae (n=7). Desta riqueza total, 17 espécies foram registradas exclusivamente por revisão da literatura (Tab. I).

A riqueza de aves agrupando os pontos amostrais com estrutura florestal (pontos 1, 2, 5, 10, e 11) foi maior (n=118) do que nos pontos com ambiente campestre e lacustre agrupados (pontos 5, 6, 9, 12, n=81). Considerando cada ponto amostral de forma independente, o ponto que registrou maior riqueza foi o Mosaico (ponto 10, n=58), enquanto os pontos com menor riqueza foram aqueles nas áreas de plantio de *Pinus* (n=14,

somando os dados dos três pontos de amostragem). As curvas cumulativas de espécies, total e por ambiente, não apresentaram assíntota clara, com exceção das áreas de *Pinus* (Fig. 2).

Ocorrência de espécies endêmicas e ameaçadas

Dentre toda a avifauna confirmada neste estudo, apenas três espécies são consideradas endêmicas do Brasil (CBRO 2011). Todas pertencem à mesma família, Rhinocryptidae, as quais são passeriformes de hábitos crípticos: *Eleoscytalopus indigoticus*, *Scytalopus speluncae* e *S. iraiensis*. Nove espécies entre as registradas são classificadas em alguma categoria de ameaça, sendo algumas em escala nacional (SILVEIRA & STRAUBE 2008) e outras em nível estadual (STRAUBE *et al.* 2004):

- *Pseudastur polionotus*, gavião-pombo-grande: considerado Quase Ameaçado no Estado do Paraná, foi registrado em mais de uma oportunidade no RVSCP, incluindo os pontos amostrais 2 e 10. Em um dos registros foi observado em suas garras um indivíduo de *Parabuteo leucorrhous*, enquanto outro adulto de *P. leucorrhous* tentava impedi-lo.

- *Harpia harpyja*, gavião-real: esta espécie foi incluída entre aquelas com ocorrência no RVSCP mediante registro histórico-bibliográfico, pois não foi encontrada durante as campanhas de campo na UC. Registros desta espécie no Paraná são escassos, dos quais um é citado como próximo da área do RVSCP, embora seja baseado em exemplar tombado há várias décadas (STRAUBE *et al.* 2005).

- *Spizaetus ornatus*, gavião-de-penacho: também incluída na lista de espécies mediante registro histórico-bibliográfico. É considerada como Em Perigo no Estado do Paraná e já foi registrada no município de Palmas, onde a UC está localizada (STRAUBE *et al.* 2005).

- *Amazona vinacea*, papagaio-de-peito-roxo: esta espécie de papagaio é classificada como ameaçada de extinção na categoria Vulnerável, em âmbito nacional, e como Quase Ameaçada no Estado do Paraná. Sua ocorrência na área da UC não pode ser considerada incomum, já que foi observada em mais de uma localidade associada ao ambiente florestal (pontos amostrais 2, 5 e 10).

- *Hydropsalis anomala*, curiango-do-banhado: já considerada como Ameaçada em nível nacional, atualmente figura entre as espécies Quase Ameaçadas, além de estar na categoria Vulnerável na lista do Estado do Paraná. Foi registrada em duas localidades fora dos pontos amostrais, sendo que um registro foi proveniente da área de várzea do rio Chopim. Também foi registrada sua reprodução na área, no dia 10 de outubro de 2012, quando um ninho com dois ovos foi encontrado ativo.

- *Scytalopus iraiensis*, macuquinho-da-várzea: descrita a menos de duas décadas (BORNSCHEIN *et al.* 1998) e de difícil detecção. É classificada como Em Perigo de extinção tanto em nível nacional como estadual e também está entre as espécies-alvo do Plano Nacional de Conservação dos Passeriformes Ameaçados dos Campos Sulinos (Portaria ICMBio 21/2012). No RVSCP esta espécie foi registrada em duas localidades, nas proximidades dos pontos de amostragem 6 e 12, e em ambos os casos, os registros foram provenientes das áreas de várzea do rio Chopim.

- *Leptasthenura striolata*, grimpeirinho: espécie

considerada totalmente associada à ocorrência de Floresta com Araucária, atualmente é considerada como Dados Deficientes na lista vermelha do Estado do Paraná. No RVSCP foi registrada em duas oportunidades no ambiente florestal dos pontos de amostragem 2 e 5.

- *Anthus nattereri*, caminheiro-grande: espécie considerada como Vulnerável no Brasil e com Dados Deficientes no Estado do Paraná. Além de constar entre as espécies ameaçadas, está também entre as espécies destacadas no Plano Nacional de Conservação dos Campos Sulinos e Espinilho como prioritárias para a conservação. Foi registrada na RVSCP em duas localidades, sendo uma nas proximidades do ponto amostral 12 e outra nos limites da divisa sudeste da UC. Nestes pontos a espécie foi registrada de forma conspícua durante as campanhas de campo, com notável aumento na atividade de vocalização na campanha realizada no mês de outubro, em relação à campanha anterior.

- *Sporophila hypoxantha*, caboclinho-de-barriga-vermelha: considerada como Quase Ameaçada no Paraná e incluída pelo Plano Nacional de Conservação dos Passeriformes Ameaçados dos Campos Sulinos (Portaria ICMBio 21/2012), a ocorrência desta espécie foi reforçada mediante entrevista e por outro estudo técnico na área (S. de Jesus, *com. pess.*), mas a localização dentro da UC não pode ser comprovada.

Além destas espécies, a noivinha-de-rabo-preto, *Xolmis dominicanus* está na lista de espécies do Plano Nacional de Conservação dos Passeriformes Ameaçados dos Campos Sulinos e Espinilho (Portaria ICMBio 21/2012). Sua ocorrência foi constante em ambas as campanhas de campo e em várias localidades do RVSCP.

Similaridade entre pontos amostrais

Três principais agrupamentos foram formados com índices de similaridade inferiores a 0.1, sendo um formado pelos pontos em ambiente florestal, outro formado exclusivamente por pontos em áreas de *Pinus*, e o último formado pelos pontos nos campos, incluindo neste os campos úmidos e o ponto Lacustre. Os maiores índices de similaridade foram gerados pelos pontos localizados nas áreas de campo (0.38 – 0.48, com exceção do ponto Lacustre – 0.15) e entre os pontos nas áreas de floresta (0.30 – 0.32), enquanto os pontos em áreas de *Pinus* apresentaram índices entre 0.13 – 0.29.

DISCUSSÃO

A área do RVSCP abriga uma elevada riqueza de espécies, devido à sua composição por mais de um tipo de ambiente natural, mas esta ainda deve estar subestimada. A falta de uma assíntota clara na curva de rarefação das amostras sugere a adição de novas espécies com levantamentos adicionais. Ainda assim, comparando a outros estudos geograficamente próximos, a riqueza de aves do RVSCP é maior do que em áreas onde o ambiente estudado foi exclusivamente (SCHERER-NETO *et al.* 1996) ou predominantemente de formação campestre (ACCORDI 2003, FONTANA *et al.* 2008), mas menor que em ambientes florestais (BORNSCHEIN & REINERT 2000, EFE *et al.* 2007, TEIXEIRA *et al.* 2009, SCHERER-NETO & BISPO 2011).

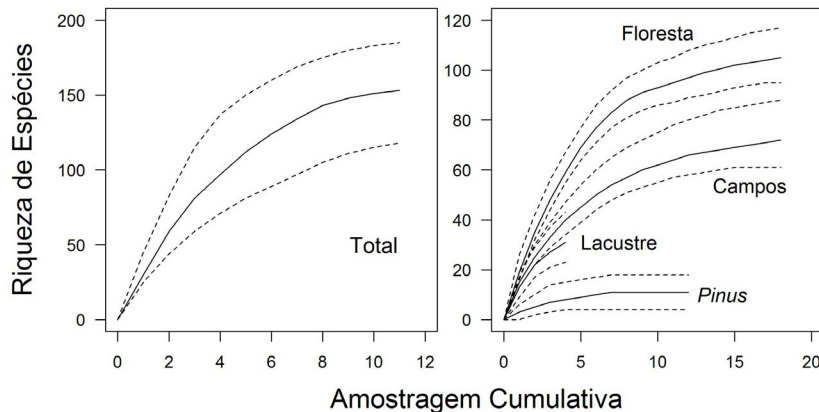


Figura 2. Riqueza estimada para os tipos de ambientes do Refúgio de Vida Silvestre dos Campos de Palmas, Paraná, em função do esforço de amostragem. A riqueza total foi estimada considerando cada ponto amostral como uma unidade de amostragem, e as linhas descontínuas indicam o intervalo de confiança de 95%.

Figure 2. Estimated richness for each sort of environment in the Wildlife Refuge Campos de Palmas, state of Paraná, as a function of sample size. Each survey site was defined as one sampling unit for total richness, and dashed lines show the 95% confidence interval.

Apesar da maioria das aves registradas não ser endêmica do Brasil, foram registradas espécies que são endêmicas de regiões particulares da América do Sul, o que inclui tanto o ambiente florestal e o campestre, como a transição entre ambos (CRACRAFT 1985, SILVA *et al.* 2004). Esta pode ser considerada uma importante justificativa para a criação e manutenção desta unidade de conservação, além da ocorrência de espécies ameaçadas. Dentre as ameaçadas, grandes gaviões são passíveis de ocorrência na área da UC e entorno, principalmente na região nordeste da mesma, onde ocorre um extenso remanescente florestal. Porém, como estas aves necessitam de grandes áreas de vida (IAP 2009), a área do RVSCP deve propiciar poucos territórios e ocorrências devem ser ocasionais. Por outro lado, papagaios como *Amazona vinacea* podem ter sua ocorrência melhor monitorada devido ao fato dos indivíduos compartilharem sua área de vida, a qual pode estar praticamente inteira dentro do RVSCP (GALETTI *et al.* 2006). Para as demais espécies ameaçadas, por serem de menor porte, a área do RVSCP poderia abrigar entre dezenas e centenas de territórios, ou áreas de vida (no caso de espécies que não são territoriais), sugerindo que todas devem se reproduzir na área, a exemplo de *Hydropsalis anomala*.

Somam-se às espécies ameaçadas previamente citadas outras espécies com relevante interesse para a conservação, pois já foram ou são espécies consideradas ameaçadas de extinção em algum grau por outras entidades: *Leptasthenura setaria* é categorizado como Quase Ameaçada (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2012a); *Clibanornis dendrocolaptoides* já foi considerado como Vulnerável em listas nacionais e internacionais e atualmente é considerado como Quase Ameaçado (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2012b); *Cyanocorax caeruleus* também tem o mesmo panorama, onde atualmente é categorizada como Quase Ameaçada (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2012c). Por estas

condições e características, todas estas espécies merecem destaque quanto à sua presença nos limites do RVSCP, de modo a embasar futuros estudos sobre a ecologia e conservação destas populações na região.

O baixo grau de similaridade entre pontos de amostragem indica que a heterogeneidade de ambientes nesta UC é importante para a composição e distribuição da riqueza de aves. Os índices indicam pouco compartilhamento de espécies, especialmente entre o ambiente florestal e campestre, nos quais não ultrapassaram 10% de similaridade, e também entre os ambientes supostamente mais similares, nos quais não houve índices superiores a 50%. Desta forma, a distribuição espacial da riqueza de espécies no RVSCP aparenta possuir particularidades mesmo dentro dos ambientes. É provável que haja grande variação na riqueza entre as comunidades dos fragmentos, conforme seu grau de isolamento e condições estruturais. Especialmente em ambientes fragmentados, a proporção de cobertura vegetal original, o tipo de uso do solo e a conectividade entre remanescentes podem ser fatores determinantes para a riqueza local de espécies (SEKERCIOGLU 2009, ZURITA & BELLOCQ 2010).

Ameaças à conservação da diversidade biológica no RVSCP

Além da influência da distribuição espacial dos ambientes naturais do RVSCP, a conservação das aves é diretamente influenciada pela característica principal deste tipo de categoria de unidade de conservação – Refúgio de Vida Silvestre, que é ser constituída por propriedades privadas, devido à grande variedade de práticas comerciais de uso do solo, normalmente conflitantes com os objetivos da conservação. A partir da criação do RVSCP, muitas das práticas (para subsistência ou comerciais) desenvolvidas na região

tornaram-se inadequadas para a conservação das espécies em geral, devido ao alto potencial de alteração dos ambientes. Esta situação acarreta em um conflito de objetivos entre proprietários rurais e gestores quanto ao uso do solo e demais recursos naturais dentro dos limites desta unidade de conservação (veja artigo 13, parágrafo 1º, em BRASIL [2000]). Em geral, cada tipo de ação conflitante identificada afeta diferentes espécies, mas de um modo comum: a redução do habitat disponível e sua qualidade dentro do RVSCP. Apesar disso, para definir prioridades de ação de manejo visando a conservação da comunidade de aves de forma abrangente, é necessário um planejamento específico para cada grupo e tipo de pressão. As principais formas de ameaça identificadas na região da UC foram as queimadas, associada à atividade pecuária, a monocultura de *Pinus* sp., a geração de energia eólica, além da proximidade com a BR-280. Ameaças em aparente menor escala também foram observadas, como áreas de agricultura com uso de agrotóxico (cultivo de batata), acúmulo de lixo, pedreiras e corte raso da vegetação em áreas ripárias.

As queimadas foram frequentes no interior e no entorno do RVSCP, sejam estas acidentais ou propositalmente. Durante o estudo, sete focos de incêndio foram registrados, dos quais cinco aparentavam ser intencionais. Estas queimadas “controladas”, promovidas a fim de renovar a pastagem em áreas de pecuária extensiva, apresentaram características que ameaçam a manutenção da diversidade biológica da UC. Entre estas características destacam-se: a alta frequência e extensão de ocorrência, a falta de periodicidade regular, a localização (geralmente em áreas de pouco acesso e intervenção antrópica) e a falta de controle nos limites da área a ser queimada. Devido à dificuldade de controle, o fogo pode ser considerado uma importante ameaça à integridade da UC. A alta frequência e a falta de periodicidade impedem qualquer capacidade de previsão e adaptação de aves residentes dentro do RVSCP, especialmente em ambiente campestre, onde poucas espécies de plantas apresentam alta resiliência frente às espécies pioneiras e exóticas, embora formações florestais também estejam sob risco similar. Espécies nativas de ambientes onde o fogo ocorre com periodicidade podem apresentar adaptações em sua condição fisiológica e comportamental (HOWE 1995, SILVEIRA et al. 1999, PETRY et al. 2011), porém, no RVSCP nenhum habitat é originalmente associado à ocorrência contínua do fogo, a não ser pelos últimos (cerca de) 150 anos de colonização (MAACK 2002), e logo, não há probabilidade das espécies serem realmente adaptadas a esta pressão. Apesar da renovação do pasto por meio de queimadas ter sido proibida na área, o que se supõe é que a mesma diminuirá futuramente com o aumento da fiscalização do RVSCP, queimadas acidentais também são ocasionadas nas margens da rodovia BR-280, devido à falta de isolamento entre a UC e a rodovia.

Por outro lado, mas não menos importante, a pecuária foi a prática comercial mais conspicua dentro do RVSCP. A pecuária também é uma ameaça à integridade de habitats e microhabitats, tanto em ambiente florestal como em formações campestres, mas suas consequências ocorrem em prazos mais longos (SUTTER & RITCHISON 2005, MARTIN & MCINTIRE 2007). Independente do ambiente, as principais interferências negativas causadas pelo gado estão relacionadas à sua dieta e seu volume

corporal. Especificamente no RVSCP, por se alimentar da vegetação a baixa altura, costuma se alimentar de plântulas e árvores jovens dentro dos capões florestais, e de quase todas as espécies nos campos e várzeas. Ao mesmo tempo, devido à elevada massa de cada indivíduo, por onde a manada percorre advém uma consequente compactação do solo. Esta situação é agravada por praticamente não haver áreas livres da circulação destes animais dentro do RVSCP ou manejo periódico adequado ao uso do solo (VAVRA 2005, DERNER et al. 2009). A combinação entre estes eventos desfavorece a resiliência e o recrutamento das espécies vegetais remanescentes, e esta interferência é notável na maioria dos capões, remanescentes florestais e campestres, mas principalmente nos banhados e várzeas. A mitigação destes efeitos exigiria uma série de intervenções nos procedimentos atuais das atividades, tais como isolamento e recuperação de áreas degradadas.

Outra importante ameaça aos habitats da UC são os plantios comerciais de *Pinus* spp, presentes em grandes extensões no RVSCP. Por não representarem um ambiente florestal, e por tampouco permitir que outras formações vegetais ocorram em seus domínios, as áreas destinadas para este fim são praticamente estéreis em relação à avifauna. Além disso, agrava-se a situação pelo fato de haver extensas áreas de monocultura dividindo os ambientes naturais presentes no RVSCP. Apenas poucas espécies de aves utilizam estas áreas como uma parte de sua área de vida, e aparentemente ainda menos espécies conseguem se reproduzir nelas, com exceção de espécies muito comuns e generalistas (MARSDEN et al. 2001, ZURITA et al. 2006), como pombas (Columbidae) e o tico-tico *Zonotrichia capensis*. Com o manejo das árvores ao longo dos anos, apenas nos talhões pós-colhidos ou recém-plantados é que poderia ocorrer um aumento da riqueza de aves residentes, mas este aumento seria temporário e possivelmente pouco significativo caso sejam mantidas as atividades de silvicultura na área.

Há ainda no entorno do RVSCP dezenas de unidades de geração de energia eólica (aerogeradores), além de haver a possibilidade da instalação de unidades dentro dos limites do RVSCP. Os impactos para a avifauna decorrentes da utilização de aerogeradores como fonte de energia têm sido recentemente discutidos, com algumas evidências, mas ainda são pouco estudados e controversos quanto a sua magnitude (DOUGLAS et al. 2012, WINDER et al. 2013). O principal impacto é o risco de colisão de indivíduos com as estruturas do sistema, principalmente para aquelas espécies que praticam longos sobrevoos, devido às limitações de auto-sensoriamento das aves, especialmente frente a grandes e artificiais deslocamentos de massas ar (MARTIN 2011; MARTIN et al. 2012). Este tipo de impacto pode dificultar a manutenção populacional de algumas espécies (SHAW et al. 2010). É lógico esperar que uma alta densidade de aerogeradores agrave seus impactos de forma direta, embora uma assíntota deva ser esperada (DOUGLAS et al. 2012). Porém, caso projetos de instalação dentro do RVSCP sejam efetivados, deve-se ponderar as probabilidades de interferência negativa nas populações de aves e buscar por medidas mitigadoras, como ações para a repulsão de indivíduos das áreas de risco (MARTIN 2011) e estabelecimento de cotas de densidade máxima de estruturas. Os grupos que frequentemente

sobrevoam grandes extensões, como os gaviões, urubus e falcões (Cathartiformes e Falconiformes) e a maioria das espécies de grande porte (e.g. Pelecaniformes, Anseriformes, etc.) ou migratórias, deveriam receber maior atenção quanto a sua provável vulnerabilidade (WINDER *et al.* 2013).

Por fim, a rodovia BR-280 também representa uma ameaça à integridade das espécies do RVSCP, pois faltam medidas de isolamento entre a UC e a rodovia. Além da rodovia facilitar o acesso e aumentar este risco de queimadas acidentais por toda a margem sul da UC, a ausência de isolamento nas cercanias da rodovia aumenta também os riscos de atropelamentos, os quais são recorrentes e atingem espécies que podem ser pouco conhecidas (SANTOS 2009), além dos impactos gerados pela emissão de ruídos e lixo.

Assim, a forma como cada uma das principais práticas de uso do solo afeta cada espécie pode ter uma relação peculiar (NEWBOLD *et al.* 2013), e assim, as consequências das principais pressões negativas sobre cada ambiente distinto (*i.e.* campos, florestas e várzeas) podem demandar ações de manejo singulares. Esta condição pode ser exemplificada com base em algumas das espécies do RVSCP, entre as que estão em alguma categoria de ameaça (que nos exemplos a seguir incluem papagaios e pequenos passeriformes, com nichos e habitats específicos).

No ambiente florestal, a reprodução de *Amazona vinacea* pode ser limitada por um tipo de recurso natural, que geralmente recebe pouca atenção no processo de gestão ambiental, apesar de sua importância para a conservação. Esta e outras espécies florestais que se reproduzem em ocos de árvores podem estar sob risco de extinção local devido a baixa incidência de indivíduos arbóreos de grande porte (já mortas ou com idade avançada), o que também pode afetar outros grupos de vertebrados (SEKERCIOGLU 2006, COCKLE *et al.* 2011). Intervenções antrópicas concentradas em determinadas áreas, como o corte seletivo, o uso do fogo para conversão em pastagens e a frequente circulação do gado, podem reduzir drasticamente a probabilidade de locais para nidificação no presente e principalmente no futuro (METZGER *et al.* 2009). Além dos papagaios (Psittacidae), estão também entre as principais famílias com estas características, os tucanos (Ramphastidae), surucuás (Trogonidae), pica-paus (Picidae) e arapaçus (Dendrocolaptidae). Desta forma, além da manutenção dos próprios remanescentes florestais, este grupo de aves demanda ações voltadas à manutenção de uma densidade mínima de árvores antigas e até mesmo mortas dentro dos remanescentes, para que a inserção de ninhos artificiais não se torne necessária.

De forma análoga, espécies que habitam ambientes campestres também apresentam comportamentos de reprodução associados ao uso de determinados recursos específicos. O curiango-do-banhado, *Hydropsalis anomala*, habitante exclusivo de formações campestres, se reproduz nos campos com afloramentos rochosos do RVSCP. No Paraná, o macuquinho-da-várzea, *Scytalopus iraiensis*, habita principalmente os campos das áreas de várzea de afluentes do rio Iguaçu, tendo sua distribuição possivelmente limitada pela conectividade entre estes ambientes (KLEMMANN & VIEIRA 2012). Outra variante é a restrição às áreas de maior altitude, como aparenta ocorrer com o caminheiro-grande, *Anthus nattereri*. Em comum, todos

têm entre as principais ameaças as queimadas e a circulação do gado, sem considerar que em tempos pretéritos a conversão de áreas de campos naturais em pastagens e monoculturas de *Pinus* foi determinante para a redução e a degradação do habitat disponível (MAACK 2002, STRAUBE *et al.* 2004). Como não há conhecimento técnico para a restauração destes ambientes peculiares, a conservação irrestrita dos poucos remanescentes é a maneira mais garantida para a manutenção dos ambientes propícios à reprodução das espécies da UC.

Portanto, há riscos similares, embora haja demandas distintas para a conservação dos ambientes naturais existentes no RVSCP. Por isso, estratégias de gestão relacionadas às aves devem ser planejadas conforme a necessidade de cada uma das distintas interações entre espécie e ambiente em que se procura resultados efetivos, o que implica em, no mínimo, segregar os ambientes de ação em duas categorias (florestal e campestre). Esta condição é importante no contexto administrativo do RVSCP por gerar a necessidade de investimentos (de tempo e recursos em geral) para atender demandas de, no mínimo, dois ambientes distintos, ou ainda mais, caso houvesse possibilidade de planejamentos específicos para cada uma das espécies ameaçadas (MISTRY 1998). Para aprimorar a gestão deste e outros tipos de UCs que envolvem propriedades privadas (e.g. MONA – Monumento Natural, APA – Área de Proteção Ambiental), é recomendável que haja um objetivo específico dentre os objetivos do plano de manejo garantindo a facilitação do conhecimento relacionado aos conflitos de uso do solo. Por exemplo, como a área do RVSCP possui um variado histórico de uso do solo, cada tipo de tratamento do solo poderia ser classificado quanto às suas particularidades, as quais seriam úteis para investigar a eficácia das ações aplicadas às necessidades de manejo (PIVELLO & NORTON 1996). Tal objetivo, quando explícito, deve permitir o fomento de pesquisas específicas para teste, aprimoramento e execução de alternativas que atenuem os interesses conflitantes de proprietários e gestores de unidades de conservação constituídas por propriedades privadas.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi realizado sob coordenação da STCP Engenharia de Projetos LTDA., com supervisão do ICMBio. Agradecimentos especiais a Leôncio Pedrosa Lima, Shayana de Jesus, Sérgio A. A. Morato, Leticia K. M. A. Ulandowski, Marcela Tempo, Michela C. Scupino e Ramon Gomes. Agradeço à Rosane Gomes pela elaboração, e à STCP, pela cessão do mapa da área e demais condições para a realização do estudo. Agradeço também a todos os pesquisadores dos demais grupos temáticos envolvidos na elaboração do Plano de Manejo do RVSCP pelas sugestões durante as reuniões técnicas. Por fim, agradeço aos revisores anônimos e editores pelas importantes sugestões para a conclusão deste manuscrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACCORDI, I. A. 2003. Contribuição ao conhecimento ornitológico da Campanha gaúcha. *Atualidades Ornitológicas* 112:12-19.
- ANJOS, L. & V. GRAF. 1993. Riqueza de aves da fazenda Santa

- Rita, região dos Campos Gerais, Palmeira, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 10:673-693.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2012a. *Leptasthenura setaria*. in: IUCN 2012. **IUCN Red List of Threatened Species**. Versão 2012.2. Disponível em <www.iucnredlist.org>. Acesso em [03/12/2012].
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2012b. *Clibanornis dendrocolaptoides*. in: IUCN 2012. **IUCN Red List of Threatened Species**. Versão 2012.2. Disponível em <www.iucnredlist.org>. Acesso em [03/12/2012].
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2012c. *Cyanocorax caeruleus*. in: IUCN 2012. **IUCN Red List of Threatened Species**. Versão 2012.2. Disponível em <www.iucnredlist.org>. Acesso em [03/12/2012].
- BORNSCHEIN, M. R. & B. L. REINERT. 2000. Aves de três remanescentes florestais do norte do Estado do Paraná, sul do Brasil, com sugestões para a conservação e manejo. **Revista Brasileira de Zoologia** 17:615-636.
- BORNSCHEIN, M. R.; B. L. REINERT & M. PICHORIM. 1998. Descrição, ecologia e conservação de um novo *Scytalopus* (Rhinocryptidae) do sul do Brasil, com comentários sobre a morfologia da família. **Ararajuba** 6:3-36.
- BRASIL. 2006. Decreto de criação do Refúgio da Vida Silvestre dos Campos de Palmas. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil** 3 de abril de 2006.
- BRASIL. 2000. Lei 9985 de instituição do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). **Diário Oficial da República Federativa do Brasil** 18 de julho de 2000.
- CARRARA, L. A.; L. C. P. FARIA; F. I. GARCIA & P. T. Z. ANTAS. 2013. Avifauna da Estação Ecológica Estadual de Acauã e chapadas do alto vale do rio Jequitinhonha: ecótono de três biomas em Minas Gerais. **Ornithologia** 5:58-77.
- CBRO – COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. 2011. **Listas das aves do Brasil**. 10ª edição, Disponível em <http://www.cbro.org.br>. Acesso em [15/08/2013].
- COCKLE, K. L.; MARTIN, K. & T. WESOŁOWSKI. 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 9:377-382.
- COLWELL, R. K. 2013. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CRACRAFT, J. 1985. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. **Ornithological Monographs** 36:49-84.
- DERNER, J. D.; LAUENROTH, W. K.; STAPP, P. & D. J. AUGUSTINE. 2009. Livestock as ecosystem engineers for grassland bird habitat in the western Great Plains of North America. **Rangeland Ecology & Management** 62:111-118.
- DOUGLAS, D. J. T.; FOLLESTAD, A.; LANGSTON R. H. W. & J. W. PEARCE-HIGGINS. 2012. Modelled sensitivity of avian collision rate at wind turbines varies with number of hours of flight activity input data. **Ibis** 154:858-861.
- EFE, M. A.; DE OLIVEIRA, A. C.; KOCH, M.; FLORES, J. M. & S. B. SCHERER. 2007. Avifauna da Área de Proteção Ambiental do Ibirapuitã, Rio Grande do Sul, Brasil. **Ornithologia** 2:14-24.
- FONTANA, C. S.; ROVEDDER, C. E.; REPENNING, M. & M. L. GONÇALVES. 2008. Estado atual do conhecimento e conservação da avifauna dos Campos de Cima da Serra do sul do Brasil, Rio Grande do Sul e Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ornitologia** 16:281-307.
- GALETTI, M.; F. SCHUNCK; M. RIBEIRO; A. A. PAIVA & R. TOLEDO. 2006. Distribuição e tamanho populacional do papagaio-de-cara-roxa *Amazona brasiliensis* no estado de São Paulo, **Ararajuba** 14:239-247.
- GREGORY, R. D.; GIBBONS, D. W. & P. F. DONALD. 2004. Birds census and surveys techniques. In: SUTHERLAND, W. J. NEWTON, I. & R. E. GREEN (Eds.). **Bird Ecology and Conservation: a handbook of techniques**. Oxford University Press, Nova Iorque, EUA. Pp: 386.
- GOSZ, J. R. 1993. Ecotone hierarchies. **Ecological Applications** 3:369-376.
- Haidar, R. F.; Fagg, J. M. F.; PINTO, J. R. R.; DIAS, R. R.; DAMASCO, G.; SILVA, L. C. R. & C. W. Fagg. 2013. Florestas estacionais e áreas de ecótono no estado do Tocantins, Brasil: parâmetros estruturais, classificação das fitofisionomias florestais e subsídios para conservação. **Acta Amazonica** 43:261-290.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T. & P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica** 4:9.
- HERINGER, H. & M. M. MONTENEGRO. 2000. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília: MMA/SBF. 40p.
- HOWE, H. F. 1995. Succession and fire season in experimental prairie plantings. **Ecology** 76:1917-1925.
- IAP – INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. 2009. **Planos de Conservação para Espécies de Aves Ameaçadas no Paraná**. IAP/Projeto Paraná Biodiversidade, 279 p.
- KLEMANN JR., L. & J. S. VIEIRA. 2013. Assessing the extent of occurrence, area of occupancy, territory size, and population size of marsh tapaculo (*Scytalopus iraiensis*). **Animal Biodiversity and Conservation** 36:47-57.
- MAACK, R. 2002. **Geografia física do Estado do Paraná**. Imprensa oficial, Curitiba. 440p.
- MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M., & M. GALETTI. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. **Biodiversity & Conservation** 10:737-751.
- MARTIN, G. R. 2011. Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. **Ibis** 153:239-254.
- MARTIN, G. R.; PORTUGAL S. J. & P. CAMPBELL. 2012. Visual fields, foraging and collision vulnerability in *Gyps* vultures. **Ibis** 154:626-631.
- MARTIN, T. G. & S. MCINTYRE. 2007. Impacts of livestock grazing and tree clearing on birds of woodland and riparian habitats. **Conservation Biology** 21:504-514.
- METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C. TEIXEIRA, A. M. G. & R. PARDINI. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic Forest region. **Biological Conservation** 142:1166-1177.

- MISTRY, J. 1998. Decision-making for fire use among farmers in savannas: an exploratory study in the Distrito Federal, Central Brazil. **Journal of Environmental Management** **54**:321-334.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2003. Instrução Normativa nº 3: Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil** 27 de maio de 2003.
- NEWBOLD, T.; SCHARLEMANN, J.P.W.; BUTCHART, S.H.M.; SEKERCIOGLU, C.H.; ALKEMADE, R., BOOTH, H. & D.W. PURVES. 2013. Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. **Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences** **280**: 20122131.
- PETRY, M. V.; PIUCO, R. C. & J. BRUMMELHAUS. 2011. Aves Associadas ao Manejo com Fogo em Áreas de Campo na Porção Sul do Bioma Mata Atlântica. **Biodiversidade Brasileira** **1**: 110-119.
- PIVELLO, V. R. & G. A. NORTON 1996. FIRETOOL: An expert system for the use of prescribed fires in cerrado (Brazilian savanna) conservation areas. **Journal of Applied Ecology** **33**: 348-356.
- REPENNING, M.; ROVEDDER, C. E. & C. S. FONTANA. 2010. Distribuição e biologia de aves nos campos de altitude do sul do Planalto Meridional Brasileiro. **Revista Brasileira de Ornitologia** **18**:283-306.
- RIDGELY, R. S. & G. TUDOR. 1994. **The Birds of South America**. Vol II. The Suboscine Passerines. University of Texas Press, Austin, USA, 814p.
- SANTOS, R. E. F. 2009. Ampliação da distribuição de *Aegolius harrisi* a partir de coleta por atropelamento. **Atualidades Ornitológicas** **147**:46-47.
- SCHERER-NETO, P. & A. A. BISPO. 2011. Avifauna do Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo, Fênix, Paraná. **Biota Neotropica** **11**:317-329.
- SCHERER-NETO, P.; STRAUBE, F. C. & M. R. BORNSCHEIN. 1996. Avifauna e conservação dos campos cerrados no estado do Paraná (Brasil). **Acta Biologica Leopoldensia** **18**:145-157.
- SEKERCIOGLU, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. **Trends of Ecology and Evolution** **21**:464-471.
- SEKERCIOGLU, C. H. 2009. Tropical ecology: riparian corridors connect fragmented forest bird populations. **Current Biology** **19**:210-213.
- SHAW, J. M.; JENKINS, A. R.; SMALLIE, J. J. & P. G. RYAN. 2010. Modelling power-line collision risk for the Blue Crane *Anthropoides paradiseus* in South Africa. **Ibis** **152**:590-599.
- SICK, H. 2001. **Ornitologia Brasileira**. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 912p.
- SILVA, J. M. C., M. C.SOUSA & C. H. M. CASTELETTI. 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. **Global Ecology and Biogeography** **13**:85-92.
- SILVEIRA, L. F. & F. C. STRAUBE (orgs.). 2008. Aves. *In*: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M. & PAGLIA, A. P. (eds.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Volume 2:378-679. Brasília, Ministério do Meio Ambiente; Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. Série Biodiversidade nº 19, 2 volumes, 907+511 p.
- SILVEIRA, L.; RODRIGUES, F. H. G.; JÁCOMO, A. T. A.; J. A. F. DINIZ-FILHO. 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. **Oryx** **33**:108-114.
- SUTTER, B. & G. RITCHISON. 2005. Effects of grazing on vegetation structure, prey availability, and reproductive success of grasshopper sparrows. **Journal of Field Ornithology** **76**:345-351.
- STRAUBE, F. C.; URBEN-FILHO, A. & D. KAJIWARA. 2004. Aves. *In*: MIKICH, S.B. & BERNILS, R.S. **Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná**. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, p.143-496.
- STRAUBE, F. C.; KRUL, R. & E.CARRANO. 2005. Coletânea da avifauna da região sul do Estado do Paraná (Brasil). **Atualidades Ornitológicas** **125**:10-72.
- TEIXEIRA, E. M.; BERNARDI, I. P. & F. A. F. JACOMASSA. 2009. Avifauna de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biotemas** **22**:117-124.
- VAVRA, M. 2005. Livestock grazing and wildlife: developing compatibilities. **Rangeland Ecology & Management** **58**:128-134.
- WILLIAMS, P. H.; DE KLERK, H. M. & T. M. CROW. 1999. Interpreting biogeographical boundaries among Afrotropical birds: spatial patterns in richness gradients and species replacement. **Journal of Biogeography** **26**:459-474.
- WINDER, V. L., MCNEW, L. B., GREGORY, A. J., HUNT, L. M., WISELY, S. M. & B. K. SANDERCOCK. 2014. Effects of wind energy development on the survival of Greater Prairie-Chickens. **Journal of Applied Ecology** **51**:395-405.
- ZURITA, G. A. & M. I. BELLOCQ. 2010. Spatial patterns of bird community similarity: bird responses to landscape composition and configuration in the Atlantic forest. **Landscape Ecology**, **25**:147-158.
- ZURITA, G. A.; REY, N.; VARELA, D. M.; VILLAGRA, M. & M. I. BELLOCQ. 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. **Forest Ecology and Management** **235**:164-173.

Recebido em 17.VIII.2013; aceito em 2.III.2015.

Ciclo anual reprodutivo e de muda de penas da choca-de-sooretama (*Thamnophilus ambiguus*), espécie endêmica da Mata Atlântica do Brasil

Lucas Aguiar Carrara¹, Luciene Carrara Paula Faria¹, Paulo de Tarso Zuquim Antas¹, José Roberto de Matos¹, Saulo Lima¹, Ana Paula Correa do Carmo², Evânio Trivilin Scopel² & José Francisco Pissinati²

¹Fundação Pró-Natureza (FUNATURA), SCLN 107, Bloco B, sala 201, 70743-520, Brasília, DF, Brasil.

E-mail: lucascarrara@taskmail.com.br, lucienefaria@avesgerais.com.br, ptzantas@gmail.com, matosroberto.bio@gmail.com, grillariavaria@gmail.com,

²Fibria Celulose S.A., Rodovia Aracruz, Barra do Riacho, km 25, 29197-551, Aracruz, ES, Brasil.

E-mail: apcarmo@fibria.com.br, ete@fibria.com.br, jfpissi@fibria.com.br

ABSTRACT. The annual molting and reproductive cycle of Sooretama Slaty Antshrike (*Thamnophilus ambiguus*), an endemic species to the Brazilian Atlantic Forest. Molting and breeding cycles are crucial for all bird species, both processes demanding nutrients and are energetic costly. The Sooretama Slaty Antshrike *Thamnophilus ambiguus* is an Atlantic Forest's endemic bird. Despite being a widely distributed species, data about its annual cycles are still scarce. In order to determine species breeding (using brood patch) and molting periods, we analyzed 774 adult Sooretama Slaty Antshrike mist netted from 1993 till 2012. They came from Fibria Celulose's coastal lowlands properties in Bahia and Espírito Santo states, their data stored at the company's Biodiversity Data Bank. Breeding happened all year round (except for May). Most breeding events occurred from September till February, reaching a peak in October. Most new feather growing events occurred between December/January and April. Although each group of feathers (remiges, rectrices and contours feathers) had different molting paces, they all reached a peak in March. While rectrices frequently molt asymmetrically, remiges molt symmetrically. Breeding and molting events overlapped in 8.9% of the birds analyzed. Sooretama Slaty Antshrike breeding and molting events peaked with the maximum rainfall and temperature periods, implying the resources should be more available then. The present study indicates that most of the Sooretama Slaty Antshrike breeding activity occurs at the same period as identified in other Atlantic Forest or even Cerrado studies. However, the Sooretama Slaty Antshrike has a much longer breeding cycle than previously reported in these studies. The species adaptations to other forest strata and habitats, including commercial Eucalyptus plantations, may reflect a broader use of feeding resources, probably allowing longer breeding and molting cycles. Additionally, the winter is mild in Espírito Santo and Bahia lowlands, perhaps feeding resources may be available for longer periods in these locations than in other already studied regions.

KEY WORDS. brood patch, rectrices, remiges, reproduction, Thamnophilidae.

RESUMO. Os ciclos de reprodução e de muda de penas são processos fundamentais para as aves e demandam elevado custo energético e fisiológico. Apesar de comum em grande parte de sua distribuição, existe pouca informação sobre os ciclos anuais da choca-de-sooretama *Thamnophilus ambiguus*, espécie endêmica da Mata Atlântica brasileira. A análise de 774 capturas de aves adultas do Banco de Dados de Biodiversidade da Fibria Celulose, resultante de pesquisa entre 1993 e 2012 na planície costeira dos estados da Bahia e do Espírito Santo, possibilitou determinar os ciclos anuais de reprodução e de muda de penas. A reprodução (detectada pela presença de placa de incubação) ocorreu em todos os meses do ano, exceto maio. Houve nítida concentração entre setembro e fevereiro com auge em outubro. A concentração das mudas de penas ocorreu entre dezembro/janeiro e abril e o padrão de muda de rêmiges, retrizes ou penas de contorno foi semelhante com coincidência dos picos em março, apesar de suaves diferenças de intensidade e duração. Ao contrário do observado nas rêmiges, a muda assimétrica de retrizes foi o padrão predominante. A sobreposição entre reprodução e muda ocorreu em 8,9% das aves, coincidindo com o período de maior precipitação pluviométrica e temperatura da região, sugerindo concentração de oferta de recursos alimentares nessa faixa temporal. O auge reprodutivo coincidiu com o observado em outros estudos na Mata Atlântica e mesmo no Cerrado, mas a reprodução se estendeu mais do que anotado em outras regiões. A adaptação de *T. ambiguus* a diferentes estratos e formações vegetais, inclusive plantios comerciais de eucalipto, pode significar um uso mais amplo de recursos, possibilitando a ampliação do período de reprodução e muda. O inverno na região estudada é menos rigoroso, podendo ser um fator adicional ao prolongamento da oferta de recursos.

PALAVRAS-CHAVE. placa de incubação, rêmiges, reprodução, retrizes, Thamnophilidae.

INTRODUÇÃO

A renovação de penas é um processo fundamental no ciclo anual das aves (PAYNE 1972, DIETZ *et al.* 1992, MURPHY 1996, MERILA 1997). Além de essenciais ao isolamento térmico e ao voo, as penas apresentam grande diversidade de formas e cores que são fundamentais para as interações sociais (KLAASSEN 1995). Embora resistentes, as penas sofrem desgaste e, por isso, devem ser substituídas periodicamente (PAYNE 1972, FOSTER 1975, HULLY *et al.* 2004).

A substituição das penas da ave requer elevado custo energético, seja pela demanda metabólica para a síntese de novas estruturas, como para compensar a diminuição provisória de efetividade de voo e de isolamento da plumagem desgastada ou em reposição (HULLY *et al.* 2004), influenciando a capacidade de obter alimento e de escapar de predadores (ADAMS & BROWN 1990, SWADDLE & WITTER 1997). O início do processo de muda das penas é determinado por mudanças hormonais (KETTERSON *et al.* 1996). Evolutivamente, tende a coincidir com a época de maior oferta de recursos alimentares (FOSTER 1975, KENDEIGH *et*

al. 1977) e, ao mesmo tempo, na maioria das espécies, evitar a sobreposição com reprodução e migração, eventos que também exigem grande quantidade de energia (LANGSTON & ROHWER 1996, HEMBORG 1999).

A determinação dos ciclos anuais das aves é essencial para compreender as peculiaridades das espécies e monitorar os ambientes ao longo do tempo (REPENNING & FONTANA 2011). No entanto, poucas pesquisas investigaram em maior profundidade o padrão anual de muda e reprodução das comunidades de aves da região neotropical (MILLER 1961, SNOW 1976, POULIN et al. 1992, PIRATELLI et al. 2000, MARINI & DURÃES 2001, MALLET-RODRIGUES 2005, REPENNING & FONTANA 2011). A baixa densidade populacional de uma parcela expressiva das aves neotropicais, principalmente as de ambiente florestal, dificulta a realização de pesquisas focadas em determinada espécie (MALLET-RODRIGUES et al. 1995, VALENTE 2000, SILVEIRA & MARINI 2012), complicando o estabelecimento de padrões cíclicos.

A choca-de-sooretama, *Thamnophilus ambiguus* Swainson, 1825, possui distribuição restrita à Mata Atlântica do Brasil (ISLER et al. 1997), um dos biomas mais ricos e ameaçados de todo o mundo (MYERS et al. 2000). Foi reconhecida como espécie plena recentemente, resultado do desmembramento de *Thamnophilus punctatus* (Shaw, 1809) (ISLER et al. 1997, LACERDA et al. 2007). Apesar de comum ao longo de sua distribuição, existem poucas informações sobre sua reprodução e ciclo anual de substituição de penas (ZIMMER & ISLER 2003). O presente estudo buscou preencher esta lacuna a partir da descrição do padrão anual de reprodução e de muda de penas de *T. ambiguus*, detalhando a duração e a sequência de substituição das penas a partir de um extenso banco de dados

coletado ao longo de quase 20 anos de pesquisa na Floresta Atlântica brasileira. Além disso, foram testadas possíveis alterações destes padrões geograficamente e ao longo do tempo, assim como sua relação com pluviosidade e temperatura.

MÉTODOS

Área de estudo

Os dados foram coletados entre 1993 e 2012 nos estados do Espírito Santo e da Bahia. As amostragens foram realizadas em diversas fisionomias vegetais (Floresta Ombrófila em diversos estágios de desenvolvimento, restinga arbórea, plantios de eucalipto, áreas antrópicas, dentre outras) de seis municípios do sul da Bahia (Mucuri, Nova Viçosa, Caravelas, Alcobaça, Teixeira de Freitas e Vereda) e seis do Espírito Santo (Aracruz, Linhares, Sooretama, Itaúnas, Conceição da Barra e Montanha) entre as coordenadas 19°51'S 40°12'W e 17°22'S 39°17'W (Fig. 1). As áreas amostradas se situam em zona de baixada litorânea da Mata Atlântica em cota altimétrica igual ou inferior a 150 m e possuem clima tropical úmido com maior precipitação pluviométrica nos meses mais quentes (outubro a março) com diminuição notável em fevereiro. Há uma redução estacional de chuvas entre maio e agosto, apesar de variação expressiva entre anos. A amplitude térmica média permanece constante ao longo do ano ao redor de 9°C e as menores temperaturas ocorrem de junho a agosto (Fig. 2). Ocorre uma graduação climática na área de amostragem, com maior precipitação ao norte (1604 ± 425 mm em Alcobaça, 24 anos) em relação ao sul (1277 ± 279 mm em Serra, 45 anos), assim como na costa litorânea em relação ao interior (dados não publicados e fornecidos pela Fibria Celulose S.A.).

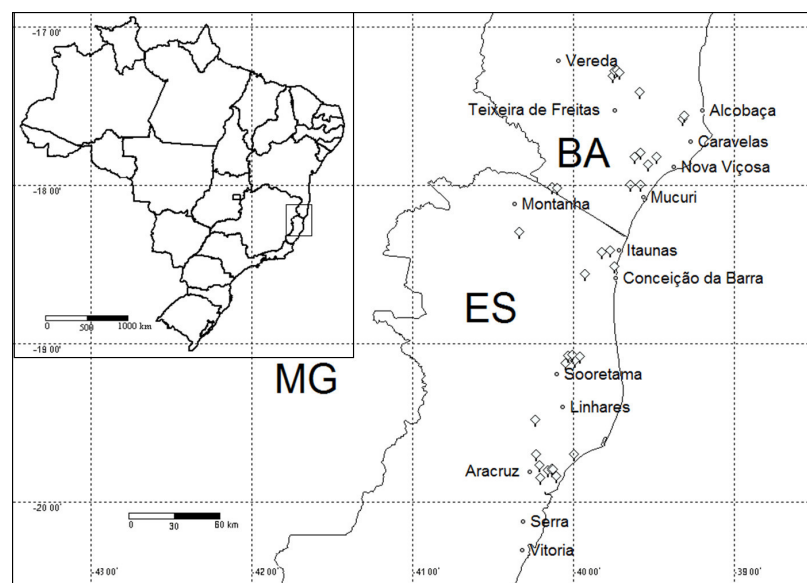


Figura 1. Localização dos pontos de amostragem de *Thamnophilus ambiguus* (losangos) e dos municípios (círculos) dos Estados da Bahia e do Espírito Santo, Brasil.

Figure 1. Location of sampling points of *Thamnophilus ambiguus* (diamonds) and municipalities (circles) of the States of Bahia and Espírito Santo, Brazil.

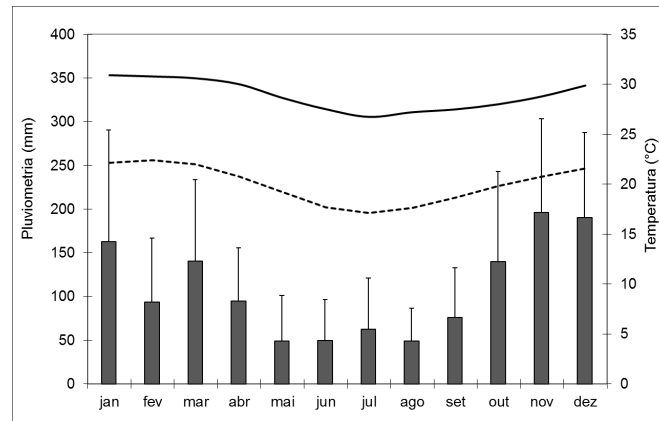


Figura 2. Média mensal pluviométrica (barras com desvio padrão) e de temperaturas máxima (linha contínua) e mínima (linha tracejada) do município Serra (Espírito Santo) entre 1968 e 2012, dados inéditos, Fibria Celulose S.A.

Figure 2. Average monthly rainfall (bars with standard deviation) and maximum (solid line) and minimum (dashed line) temperatures in the municipality of Serra (Espírito Santo) between 1968 and 2012, unpublished data, Fibria Celulose SA.

Coleta de dados

As aves foram capturadas em redes de neblina de 12 metros de comprimento (altura 2,2 m e malha 36 mm ou altura 2,4 m e malha 61 mm) e marcadas com anilhas fornecidas pelo CEMAVE (Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres). Sexo e idade foram determinados a partir de características da plumagem (ZIMMER & ISLER 2003). Cada indivíduo foi examinado para verificar o estado reprodutivo e a presença de mudas de penas. Foram considerados em reprodução os indivíduos com placa de incubação caracterizada pela ausência de penas no ventre, vascularização e acúmulo de fluido sob a pele (IBAMA 1994). Indivíduos com placa de incubação ressecada e com surgimento de canhões de penas foram considerados em estado não reprodutivo (MARINI & DURÃES 2001). A análise de mudas foi conduzida na asa (rêmiges primárias: P e secundárias: S), cauda (retrizes: R) e penas de contorno (cabeça, dorso e ventre), sendo que a numeração das rêmiges e retrizes segue o proposto por SICK (1997), sendo P10 a rêmige primária mais externa, S9 a rêmige secundária mais interna da asa e R1 a retriz central da cauda. As penas da asa e da cauda em substituição foram categorizadas em simétricas ou acidentais, no último caso quando detectadas em apenas um lado da ave (MALLET-RODRIGUES 2005). A determinação do ciclo anual de substituição de penas considerou somente mudas simétricas. Para as penas de contorno, foram computados apenas indivíduos com muda simultânea na cabeça, dorso e ventre. Todos os dados coletados estão reunidos no Banco de Dados de Biodiversidade da Fibria Celulose S.A.

Análise de dados

Foram analisados apenas indivíduos adultos anilhados e recuperações com intervalo superior a um mês em relação à última etapa de captura. Os dados coletados entre 1993 e 2012 foram reunidos por mês e transformados em percentual da população capturada em reprodução ou substituição de penas (REPPENING & FONTANA 2011). As relações entre as taxas percentuais reprodutiva, de mudas simétricas na asa, de mudas simétricas na cauda e de mudas em penas de contorno

foram avaliadas utilizando o teste de correlação de Spearman (r_s) (FOWLER & COHEN 1995). O mesmo teste foi utilizado para verificar, geográfica e temporalmente, o padrão anual reprodutivo e de muda de rêmiges na área amostrada. No primeiro caso, foram comparadas as taxas percentuais do grupo formado pelos municípios ao norte (Montanha, Mucuri, Nova Viçosa, Caravelas, Alcobaça, Teixeira de Freitas e Vereda) com os valores do município mais meridional (Aracruz). No segundo caso, foram estabelecidas três amostras temporais: 1993 até 2000, 2001 até 2005 e 2006 até 2012.

O teste de Spearman também foi utilizado para testar a correlação ao longo dos meses do ano entre o padrão reprodutivo e o clima, considerando apenas as capturas no município de Aracruz e os dados meteorológicos coletados a menos de 50 km dos pontos de amostragem. As taxas percentuais mensais da população em reprodução ou em muda de rêmiges foram comparadas com as médias mensais de pluviosidade e temperatura mínima. Em todas as análises estatísticas foram comparados apenas meses com mais de dez capturas, assim, o mês de fevereiro foi excluído das análises, bem como o mês de janeiro no período entre 2006 e 2012. Foi considerado o nível de significância de 5%.

As seqüências de substituição individual das rêmiges primárias, rêmiges secundárias e retrizes foram avaliadas a partir do cálculo da média de substituição de cada pena numerada, considerando apenas mudas simétricas e o intervalo do padrão de mudas detectado para a espécie. As taxas percentuais de mudas simétricas e assimétricas (ou acidentais) foram comparadas para verificar o padrão predominante.

RESULTADOS

Ao longo do período de amostragem, foram capturados 617 adultos de *T. ambiguus*, resultando em uma razão sexual de 0,93 macho por fêmea. A placa de incubação foi detectada em ambos os sexos, sendo mais frequente nas fêmeas (28,9%) em relação aos machos (24,2%).

Houve 157 recuperações de indivíduos previamente

marcados, formando uma amostra de 774 *T. ambiguus* e média mensal de $64,5 \pm 26,5$ indivíduos (Tab. I). Considerando este conjunto, a placa de incubação foi detectada em 33,2% das capturas, a substituição simétrica de rêmiges em 20,1%, de retrizes em 13,3% e de penas de contorno em 22,6% da população amostrada.

O auge reprodutivo de *T. ambiguus* ocorreu no mês de outubro, quando 79,1% da população capturada apresentaram placa de incubação. Nos dois últimos meses do ano a taxa de

indivíduos em reprodução permaneceu no patamar de 62% e decresceu continuamente até maio, quando não foi observado desenvolvimento de placa de incubação. A partir de junho, o percentual mensal reprodutivo aumentou gradativamente até outubro, com incremento mais acentuado a partir de agosto, perceptível pela inclinação do segmento entre os meses (Fig. 3).

A substituição simétrica de penas atingiu o ponto máximo em março, considerando rêmiges, retrizes ou penas de contorno em separado. Foi observado declínio até junho,

Tabela I. Número total de indivíduos de *Thamnophilus ambiguus* analisados por localidade e por mês e número e percentual de indivíduos com placa de incubação e muda de rêmiges, retrizes e contorno.

Table I. Total number of individuals of *Thamnophilus ambiguus* analyzed by location and by month and number and percentage of individuals with brood patch and molting remiges, rectrices and body feathers.

Município	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
Aracruz	23	5	41	25	42	38	25	13	75	32	23	11	353
Linhares							1				4		5
Sooretama						9				12	1		22
Conceição da Barra	2				1					7			10
Itaúnas			2	2	4	2			1	11			22
Montanha					6				4				10
Mucuri			4	12		14	34	14					37
Nova Viçosa				6		4	5	9		5		11	40
Caravelas			2	2		1	1					13	19
Alcobaça			5					12					17
Vereda			28	37			33	28			30	5	161
Total	25	5	82	84	53	68	99	76	80	67	58	77	774
Indivíduos com placa de incubação (%)	11 (44%)	2 (40%)	12 (15%)	6 (7%)	0 (0%)	4 (6%)	20 (20%)	22 (29%)	41 (51%)	53 (79%)	36 (62%)	48 (62%)	255 (33%)
Indivíduos com muda de rêmiges (%)	10 (40%)	2 (40%)	51 (62%)	37 (44%)	6 (11%)	4 (6%)	20 (20%)	0 (0%)	0 (0%)	1 (1%)	8 (14%)	30 (39%)	151 (20%)
Indivíduos com muda de retrizes (%)	7 (28%)	1 (20%)	32 (39%)	21 (25%)	6 (11%)	1 (1%)	5 (5%)	2 (3%)	2 (2%)	4 (6%)	7 (12%)	11 (14%)	99 (13%)
Indivíduos com muda de contorno (%)	8 (32%)	3 (60%)	63 (77%)	49 (58%)	8 (15%)	3 (4%)	10 (10%)	3 (4%)	2 (2%)	3 (4%)	3 (5%)	14 (18%)	169 (23%)

mantendo uma proporção baixa de indivíduos mudando penas de contorno, rêmiges e retrizes até outubro. A partir desse mês, foi perceptível um incremento do processo de muda ligeiramente diferenciado entre os conjuntos de penas, iniciando pelas rêmiges, seguido pelas retrizes e, finalmente, pelas penas de contorno. O acréscimo de substituição das penas permaneceu até março, com diferença de velocidade e amplitude do processo entre os três conjuntos funcionais de penas. Considerando toda a população, houve sobreposição expressiva de muda de penas

e reprodução entre dezembro e fevereiro (Fig. 3).

Foi encontrada correlação positiva e significativa entre o percentual mensal de mudas das regiões do corpo da ave, seja considerando rêmiges e retrizes ($r_s=0,898$, $p<0,01$, $N=11$ meses), rêmiges e penas de contorno ($r_s=0,925$, $p<0,01$, $N=11$ meses) ou retrizes e penas de contorno ($r_s=0,918$, $p<0,01$, $N=11$ meses). Por outro lado, não foi detectada correlação significativa entre o percentual mensal da população em reprodução e em muda de penas, seja rêmiges ($r_s=-0,198$, $p>0,05$, $N=11$ meses), retrizes

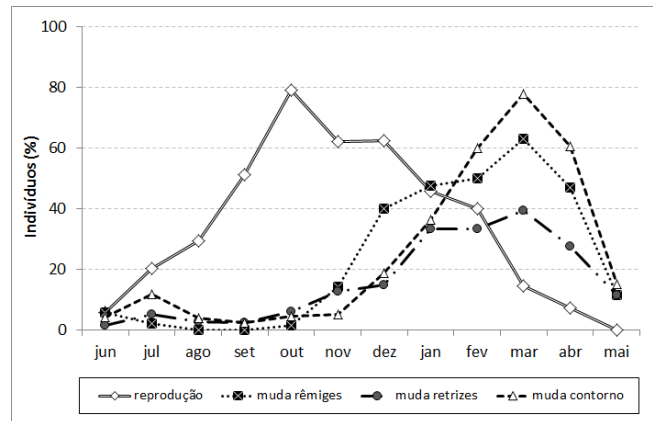


Figura 3. Ciclo anual reprodutivo e de muda de penas de *Thamnophilus ambiguus* na zona de baixada litorânea da Mata Atlântica do Espírito Santo e Bahia entre 1993 e 2012. As informações do mês de fevereiro foram mantidas neste gráfico, apesar do baixo tamanho da amostra, para facilitar a visualização do padrão cíclico.

Figure 3. Annual cycle of reproduction and replacement of feathers of *Thamnophilus ambiguus* in lowland Atlantic Forest of the States of Espírito Santo and Bahia between 1993 and 2012. Information for February was maintained in this graph for easier viewing of cyclic pattern, despite the low sample size.

($r_s=0,045$, $p>0,05$, $N=11$ meses) ou penas de contorno ($r_s=-0,245$, $p>0,05$, $N=11$ meses).

A sobreposição de atividade reprodutiva e de substituição de penas (contorno, retrizes ou rêmiges) foi detectada em 8,9% dos indivíduos. Considerando somente muda em penas de voo, a frequência de indivíduos com placa de incubação foi de 6,1%. Dezembro, janeiro e fevereiro foram os meses com maior incidência de indivíduos sobrepondo reprodução e muda.

A sobreposição de placa de incubação e de mudas de rêmiges primárias foi constatada em 47 indivíduos. Destes indivíduos, 38% estavam no estágio inicial do desenvolvimento da placa, enquanto 62% estavam no estágio máximo de reprodução. Nesses casos de sobreposição, a muda não ocorreu somente nas penas indicativas de início da muda, apesar da maior concentração nessa região da asa (Fig. 4). Indivíduos com placa de incubação em seu máximo apresentaram muda até a 7ª

primária, enquanto aves no estágio inicial de placa de incubação mudaram até a 10ª primária, sugerindo que os dois processos fisiológicos não são excludentes entre si nesses indivíduos.

A análise da substituição das penas revelou padrões distintos entre asa e cauda, seja de sequência de muda ou de prevalência em relação a reposições assimétricas. As mudas simétricas ocorreram em 82,3% das rêmiges primárias, em 58,5% das rêmiges secundárias e em apenas 36,3% das retrizes. As rêmiges primárias foram renovadas sequencialmente em um padrão de muda centrífuga da P1 em direção a P10 no decorrer de 3,8 meses em toda população. A muda simétrica das rêmiges secundárias ocorreu em um intervalo mais curto (2,2 meses) com substituição em dois centros de muda simultâneos de forma centrífuga a partir da S9 e de forma centripeta a partir da S1 em direção às penas intermediárias (S4-6). No caso das retrizes, a muda simétrica se concentrou em um curto período (1,0 mês), sem sequenciamento definido (Tab. II).

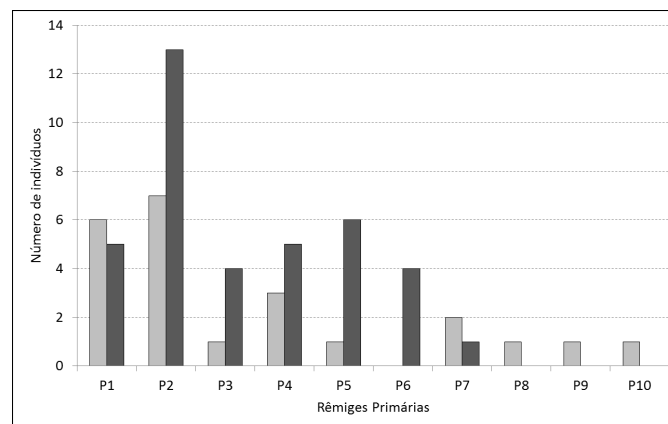


Figura 4. Distribuição da muda de rêmiges primárias em indivíduos com placa de incubação ativa, em seu início (barras cinza-claro) ou no seu máximo (barras escuras).

Figure 4. Distribution of primary remiges molt in individuals with active brood patch, in the beginning (light gray bars) or at its maximum (dark bars).

O padrão anual reprodutivo e de muda de penas foi semelhante geograficamente, sendo encontrada correlação positiva significativa entre a taxa mensal de indivíduos com placa de incubação no sul e no norte da área amostrada ($r_s=0,976$, $p<0,01$, $N=10$ meses). O mesmo resultado foi obtido considerando a taxa mensal de substituição de rêmiges ($r_s=0,958$, $p<0,01$, $N=10$ meses).

Comparando as temporadas de 1993-2000, 2001-2005 e 2006-2012, o padrão anual reprodutivo se manteve semelhante, apesar de diferenças de amplitude em alguns meses (Fig. 5). Foi encontrada correlação positiva e estatisticamente significativa entre a taxa percentual mensal da população reprodutiva dos períodos avaliados (1993-2000 versus 2001-2005, $r_s=0,939$, $p<0,01$, $N=11$ meses; 1993-2000 versus 2006-2012, $r_s=0,958$, $p<0,01$, $N=10$ meses; 2001-2005 versus 2006-2012, $r_s=0,933$, $p<0,01$, $N=10$ meses).

O mesmo foi observado para o ciclo anual de mudas das rêmiges, considerando os períodos de 1993-2000,

2001-2005 e 2006-2012. Foi encontrada correlação positiva significativa entre o percentual da população em muda de rêmiges em 1993-2000 versus 2001-2005 ($r_s=0,797$, $p<0,01$, $N=11$ meses), 1993-2000 versus 2006-2012 ($r_s=0,824$, $p<0,01$, $N=10$ meses) e 2001-2005 versus 2006-2012 ($r_s=0,806$, $p<0,01$, $N=10$ meses).

Avaliando o padrão climático anual do município de Aracruz, foi encontrada correlação positiva significativa entre percentual mensal reprodutivo e pluviosidade média mensal ($r_s=0,671$, $p<0,05$, $N=11$ meses), assim como entre percentual mensal de muda de rêmiges e média mensal das temperaturas mínimas ($r_s=0,790$, $p<0,01$, $N=11$ meses). Por outro lado, não houve correlação significativa entre reprodução e temperatura ($r_s=0,371$, $p>0,05$, $N=11$ meses) ou muda de rêmiges e pluviosidade ($r_s=0,619$, $p>0,05$, $N=11$ meses). Em relação ao percentual mensal de todos os indivíduos em reprodução e/ou muda de rêmiges, foi encontrada correlação positiva significativa com pluviosidade ($r_s=0,764$, $p<0,02$, $N=11$ meses), mas não com a temperatura ($r_s=0,582$, $p>0,05$, $N=11$ meses).

Tabela II. Data média de substituição simétrica de cada uma das rêmiges primárias (1 a 10), rêmiges secundárias (1 a 9) e retrizes (1 a 6). As datas extremas e o tamanho de cada amostra estão indicados entre parênteses.

Table II. Average date of symmetric substitution of each primary remiges (1 to 10), secondary remiges (1 to 9) and rectrices (1 to 6). The extreme dates and size of each sample are indicated in parentheses.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Rêmiges Primárias	20/dez (20/out- 26/mar; N=18)	20/dez (10/ nov-11/ mar; N=30)	31/dez (10/ nov-14/ abr; N=13)	05/fev (09/ nov-13/ abr; N=14)	20/fev (01/dez- 01/abr; N=10)	23/mar (27/ nov-19/ jun; N=16)	28/mar (20/dez- 24/mar; N=23)	29/mar (11/ mar-24/ mai; N=20)	09/abr (11/ mar-05/ jun; N=21)	16/abr (11/ mar-13/ jun; N=22)
Rêmiges Secundárias	23/jan (09/ nov-23/ mar; N=9)	12/mar (28/jan- 01/abr; N=9)	16/mar (20/dez- 03/abr; N=14)	01/abr (11/ mar-5/ jun; N=16)	31/mar (11/ mar-13/ abr; N=9)	30/mar (04/dez- 23/jul; N=23)	27/fev (04/dez- 30/mar; N=10)	01/mar (26/ nov-11/ abr; N=19)	16/fev (16/dez- 14/abr; N=9)	-
Retriz	15/mar (27/out- 09/ago; N=35)	12/fev (18/out- 09/ago; N=34)	07/mar (18/out- 02/ago; N=33)	25/fev (25/set- 13/jul; N=21)	24/fev (25/set- 22/jul; N=25)	26/fev (25/set- 22/jul; N=21)	-	-	-	-

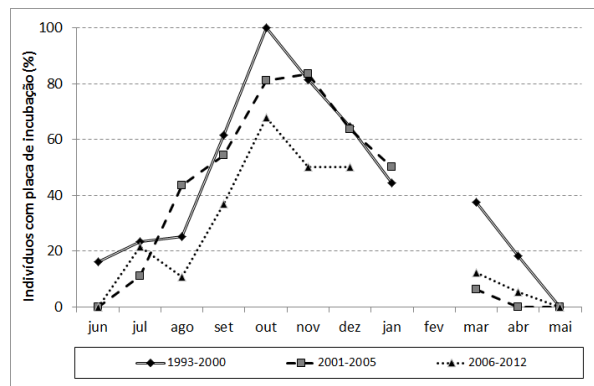


Figura 5. Ciclo anual reprodutivo de *Thamnophilus ambiguus* na zona de baixada litorânea da Mata Atlântica nos períodos de 1993-2000, 2001-2005 e 2006-2012. As informações do mês de fevereiro foram ocultadas devido ao baixo valor da amostra no período.

Figure 5. Annual cycle of reproduction of *Thamnophilus ambiguus* in the lowland Atlantic Forest of the States of Espírito Santo and Bahia in the periods of 1993-2000, 2001-2005 and 2006-2012. The information in the month of February has been hidden due to low sample value in period.

DISCUSSÃO

Apesar de bastante comum ao longo de sua área de ocorrência, existem poucos relatos sobre a história de vida de *T. ambiguus* (ZIMMER & ISLER 2003) e faltam informações básicas sobre razão sexual, cuidado parental ou período reprodutivo. O equilíbrio entre machos e fêmeas observado no presente estudo, seja de razão sexual ou de taxa de desenvolvimento de placa de incubação, segue o padrão monogâmico da família Thamnophilidae, onde a incubação é, geralmente, compartilhada pelo casal (SKUTCH 1957, ONIKI & WILLIS 1999, WIKELSKI *et al.* 2000, ZIMMER & ISLER 2003).

O período reprodutivo populacional indicado no presente estudo é mais longo do que o mencionado nas poucas informações publicadas sobre a espécie. A atividade reprodutiva no final de novembro na Bahia (ZIMMER & ISLER 2003) coincide com o período de elevada atividade reprodutiva aqui relatada.

O aumento de atividade reprodutiva de *T. ambiguus* coincidiu com o final da estação de menor precipitação pluviométrica da área amostrada, assim como observado em estudos focados em comunidades de aves florestais da região tropical (DIAMOND 1974, POULIN *et al.* 1992), em *Taraba major* (Vieillot, 1816) no Pantanal (LARA *et al.* 2012) e em *Hylophylax naeviodes* (Lafresnaye, 1847) no Panamá (WIKELSKI *et al.* 2000). Em Manaus, Amazonas, *Thamnophilus murinus* Sclater & Salvin, 1868 apresentou placa de incubação no período de menor precipitação pluviométrica e no início da temporada mais chuvosa, enquanto outros representantes da família Thamnophilidae apresentaram sinais de reprodução ao longo de todo o ano (JOHNSON *et al.* 2012). Na região subtropical do Brasil, a reprodução foi observada a partir do final da estação de menor pluviosidade na maioria das espécies (BUGONI *et al.* 2002, REPPENING & FONTANA 2011), embora o padrão de precipitação pluviométrica seja diferente. O incremento da temperatura ambiente nessa época do ano pode atuar como gatilho reprodutivo ao afetar diretamente a oferta de artrópodes (REPPENING & FONTANA 2011).

A sensibilidade ao fotoperíodo para estimular as atividades reprodutivas foi sugerida na região subtropical do Brasil (REPPENING & FONTANA 2011) e no Panamá (WIKELSKI *et al.* 2000). Os dados do período reprodutivo de *T. ambiguus* indicam a atuação de outros mecanismos desencadeadores, já que aves com placa de incubação foram detectadas na maior parte do ano. Possivelmente, haja uma menor influência da variação do fotoperíodo sobre a atividade reprodutiva dessa espécie ou de parte de sua população.

De acordo com DAVIS (1945), a maior disponibilidade de alimento ocorre a partir do final da estação seca e se prolonga durante a estação chuvosa, justificando a maior atividade reprodutiva do período. O auge reprodutivo de *T. ambiguus* em outubro e novembro coincidiu com resultados de pesquisas na Mata Atlântica (DAVIS 1945, MALLET-RODRIGUES 2005) e no Cerrado (PIRATELLI *et al.* 2000, MARINI & DURÃES 2001, SILVEIRA & MARINI 2012), sendo mais longo que *T. major* no Pantanal (LARA *et al.* 2012).

A redução da atividade reprodutiva na amostra foi relativamente constante em *T. ambiguus*, padrão distinto

do detectado em outras pesquisas envolvendo a família Thamnophilidae, como, por exemplo, na Amazônia (JOHNSON *et al.* 2012). Um segundo pico reprodutivo em março e abril, após ausência de reprodução entre dezembro e fevereiro, também foi detectado nos representantes da família no Cerrado de Mato Grosso do Sul (PIRATELLI *et al.* 2000). Na região subtropical do país, os dados de *Thamnophilus caeruleus* Vieillot, 1816 e *Thamnophilus ruficapillus* Vieillot, 1816 foram analisados em conjunto, revelando um pico em setembro e outubro com queda em novembro e novo pico em dezembro (REPPENING & FONTANA 2011). Em ambos os casos, a redução observada pode ser resultado do tamanho das amostras em determinados meses.

Além da ausência de segundo pico de reprodução, o período reprodutivo de *T. ambiguus* inferido pela presença da placa de incubação foi consideravelmente mais longo do que o relatado em vários estudos envolvendo comunidades de aves do Brasil (PIRATELLI *et al.* 2000, MARINI & DURÃES 2001, MALLET-RODRIGUES 2005, REPPENING & FONTANA 2011, SILVEIRA & MARINI 2012) e mais de 30% da população apresentou sinais reprodutivos de agosto a fevereiro. Diferenças ecológicas e adaptações distintas em relação aos habitats amostrados podem ser responsáveis pelas diferenças observadas e a menor variação climática da zona de baixada do Espírito Santo e do sul da Bahia pode representar um fator favorável para estender o período reprodutivo da espécie, considerando a menor limitação de oferta de alimentos no inverno de regiões tropicais (PINHEIRO *et al.* 2002). Em Manaus, região com pouca variação entre as estações, espécies da família Thamnophilidae com placa de incubação foram observadas ao longo de todo o ano (JOHNSON *et al.* 2012).

O início da muda de penas na população de *T. ambiguus* esteve associado ao declínio reprodutivo, padrão geral de espécies de regiões temperadas e tropicais (SNOW 1976, POULIN *et al.* 1992, RALPH & FANCY 1994), inclusive do Brasil (ONIKI 1981, PIRATELLI *et al.* 2000, VALENTE 2000, MARINI & DURÃES 2001, MALLET-RODRIGUES 2005, REPPENING & FONTANA 2011, JOHNSON *et al.* 2012, SILVEIRA & MARINI 2012). Há indícios de que a muda de penas deve ser considerada o principal elemento do ciclo anual das aves, influenciando e limitando o período reprodutivo (PAYNE 1972, HEMBORG 1999).

O período de substituição de penas foi bastante prolongado para toda população, padrão geral de espécies tropicais (WYNDHAM 1981, TIDEMANN & WOJNARSKI 1994, MORENO 2004), sendo similar à média de quase quatro meses reportada nas aves do Cerrado (SILVEIRA & MARINI 2012), aos sete meses na comunidade de aves da região subtropical do Brasil (REPPENING & FONTANA 2011) e ao menos 150 dias para a muda de remiges primárias na região de Manaus, Amazonas (JOHNSON *et al.* 2012). Este longo período contrasta com o observado em regiões temperadas, onde a substituição de penas pode se restringir a poucas semanas (GINN & MELVILLE 1983). A forte correlação positiva entre prevalência de muda e temperatura mínima do ambiente pode estar relacionada, do ponto de vista fisiológico, a menor perda de calor corpóreo decorrente da renovação da plumagem em períodos mais quentes. Isso representaria um menor gasto energético na manutenção da temperatura corporal. Do ponto de vista ecológico, é possível que haja uma maior oferta de artrópodes, a base alimentar indicada

para a família (SICK 1997, ZIMMER & ISLER 2003), associada a maiores temperaturas no mesmo período do ano, facilitando a aquisição dos nutrientes necessários ao processo. De forma não excludente, as duas causas podem estar associadas.

Aliada à temperatura, a distribuição anual das chuvas parece influenciar o ciclo anual de *T. ambiguus*, possivelmente ao interferir na abundância de artrópodes. A antecipação da estação reprodutiva em relação ao início da temporada chuvosa pode representar uma estratégia capaz de favorecer a construção de ninhos e a incubação durante o período mais seco, assim como permitir novas tentativas reprodutivas antes do período estabelecido para a substituição de penas, duas situações observadas em *H. n. naviodes* no Panamá (WIKELSKI et al. 2000). Além disso, o nascimento de filhotes e a independência dos jovens coincidiriam com um possível período de maior oferta de recursos alimentares decorrente do início da temporada chuvosa. A correlação encontrada entre a pluviosidade mensal e o percentual de indivíduos de *T. ambiguus* em reprodução sugere essa hipótese. Ao considerarmos todos os indivíduos em reprodução e/ou substituição de penas, processos que demandam grande quantidade de energia, a influência da pluviosidade mensal se torna mais nítida, corroborada pela maior significância da correlação estatística. No entanto, a influência do regime de chuvas sobre as atividades reprodutivas e de substituição de penas em *T. ambiguus* deve ser considerada com cautela, em virtude de prováveis efeitos climáticos acumulativos ao longo dos meses e pela ausência de estudos específicos e mais detalhados sobre a oscilação da abundância de presas.

A semelhança observada entre o padrão reprodutivo e de substituição de penas nos extremos da área amostrada e ao longo do período de estudo sugere que, evolutivamente, tais processos estão bem fixados na dinâmica biológica e ecológica de *T. ambiguus*, pelo menos na região estudada. Estudos comparativos com populações mais distantes são necessários para avaliar possíveis diferenças, enquanto estudos de longo prazo podem ser úteis para medir o efeito de mudanças climáticas.

A muda das rêmiges primárias foi o principal fator responsável pelo período prolongado de mudas de *T. ambiguus*, enquanto a substituição simétrica de rêmiges secundárias e de retrizes se completou mais rapidamente. Porém, foi registrada elevada proporção de substituição acidental para os dois últimos e a muda simétrica não pode ser considerada o padrão predominante para a renovação da cauda de *T. ambiguus*, assim como observado por MALLET-RODRIGUES (2005). *Pyriglena leucoptera* (Vieillot, 1818), outro Thamnophilidae florestal endêmico da Mata Atlântica, simpátrico e sintópico com *T. ambiguus* no estrato inferior da mata, também apresentou maior número de indivíduos com mudas assimétricas nas retrizes do que nas rêmiges primárias e secundárias. Ao contrário do observado em *T. ambiguus*, as mudas de rêmiges secundárias e retrizes se prolongaram após o final da muda de rêmiges primárias, sendo que as secundárias começaram a mudar em conjunto com a muda da 5ª primária (MALLET-RODRIGUES & NORONHA 2001).

Portanto, as rêmiges primárias representam o principal parâmetro para determinar o período de mudas de *T. ambiguus*,

característica reforçada pela existência de correlação positiva significativa com mudas do corpo e da cauda. Correlação semelhante entre muda de penas de voo e de corpo também foi observada em outros estudos (PIRATELLI et al. 2000, MALLET-RODRIGUES 2005), indicando que a substituição das penas de diferentes partes da ave parece ser iniciada pelos mesmos fatores desencadeantes em várias espécies na região tropical do país.

A substituição lenta, gradual e simétrica das rêmiges primárias representa uma característica essencial para garantir a manutenção da qualidade de voo (HULLY et al. 2004), considerando sua maior influência na eficiência de voo em relação às penas mais internas da asa (JENNI & WINKLER 1994). A reposição das primárias demorou quase o dobro do período necessário para a muda completa das secundárias. A sequência de muda das penas da asa concordou com o padrão observado nos Passeriformes (DWIGHT 1900, SICK 1997, SILVEIRA & MARINI 2012) com uma série centrífuga nas primárias e duas séries convergentes e em sentidos opostos nas secundárias. Para as retrizes, entretanto, a substituição não obedeceu à sequência centrífuga (SICK 1997) e se completou em um curto período, sendo que o padrão simétrico foi representado por menos de 40% da população.

A taxa de sobreposição entre reprodução e muda de penas foi similar ao observado na Costa Rica (FOSTER 1975) e superior a maioria dos estudos conduzidos no Cerrado brasileiro (PIRATELLI et al. 2000, MARINI & DURÃES 2001), na Mata Atlântica (MALLET-RODRIGUES 2005), na região subtropical do Brasil (REPENNING & FONTANA 2011), no Havai (RALPH & FANCY 1994) e na África (PAYNE 1969). Por outro lado, foi bastante inferior ao observado para a família Thamnophilidae na Amazônia (JOHNSON et al. 2012).

Cabe destacar que a coincidência de reprodução e muda de penas em *T. ambiguus* ocorreu em uma pequena parcela de indivíduos e que o padrão generalizado foi de evitar sobreposição dos eventos. A coincidência dos eventos foi mais notável em termos populacionais, assim como observado em *H. n. naviodes* no Panamá (WIKELSKI et al. 2000), onde não foi verificada sobreposição individual. Os indivíduos desta espécie iniciam a fase de muda de penas logo após o término da reprodução bem sucedida, enquanto indivíduos que fracassaram fazem nova tentativa de nidificação na temporada, protelando a muda até o final dessa segunda tentativa (WIKELSKI et al. 2000). *Thamnophilus ambiguus* habita o mesmo estrato, mas não de forma exclusiva, frequentando os estratos superiores até abaixo da copa, borda da mata, capoeiras, bem como plantios comerciais de eucalipto (ANTAS & ALMEIDA 2003). Possivelmente a espécie possui estratégia distinta no uso de recursos ambientais em relação a espécies com maior restrição de uso de habitat como *H. n. naviodes*, capaz de propiciar condições para a sobreposição observada dos dois fenômenos em uma parte dos indivíduos de *T. ambiguus*. Entretanto, o estudo no Panamá analisou uma amostra de 88 indivíduos ao longo de dois anos, número talvez insuficiente para descartar totalmente a existência de uma pequena parcela de indivíduos com estratégia alternativa de muda de rêmiges e reprodução, como registrado no presente estudo.

O prolongamento do período reprodutivo de

T. ambiguus parece explicar os valores de sobreposição observados, sobretudo de dezembro a fevereiro, quando foram detectados os maiores percentuais, assim como observado no Cerrado (MARINI & DURÃES 2001). A elevada incidência de indivíduos em atividade reprodutiva entre dezembro e fevereiro contrasta com o observado em outros estudos que não constataram taxas significativas de reprodução entre estes mesmos meses (PIRATELLI *et al.* 2000), em janeiro e fevereiro (MALLET-RODRIGUES 2005) e em fevereiro (SILVEIRA & MARINI 2012).

Comparando-se com outras regiões tropicais, o inverno da área de estudo pode ser considerado ameno, característica que parece possibilitar a antecipação da estação reprodutiva e o prolongamento do período de muda de penas em *T. ambiguus*, processos bem fixados evolutivamente na população e que ocorrem com maior intensidade no período chuvoso. Pesquisas complementares são necessárias para determinar a influência climática e de outros parâmetros no ciclo anual reprodutivo e de muda de penas de outras aves da Mata Atlântica, um dos biomas mais ricos e ameaçados de todo o mundo.

AGRADECIMENTOS

Este estudo está inserido no programa de monitoramento de biodiversidade estabelecido pela Fundação Pró-Natureza e a Fibria Celulose S.A. desde 1993. Somos gratos às duas instituições pelo apoio fornecido para o desenvolvimento da pesquisa, especialmente aos funcionários e ex-funcionários do Centro de Pesquisas e Tecnologia (CPT) Carlos E. Scárdua, Abélio P. da Silva, Almir R. da Silva, Edemilson Nunes dos Santos e Marcos A. Pereira pela coleta de parcela importante dos dados analisados. Agradecemos aos revisores anônimos pelas sugestões ao texto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, N.J. & C.R. BROWN. 1990. Energetics of molt in penguins. p. 297-315. *In*: L.S. DAVIS & J.T. DARBY (Eds.). **Penguin biology**. San Diego, Academic Press.
- ANTAS, P.T.Z. & A.C. ALMEIDA. 2003. **Aves como bioindicadoras da qualidade ambiental. Aplicação em áreas de plantio de eucalipto**. Vitória: Gráfica Santonio. 36p.
- BUGONI, L.; L.V. MOHR; A. SCHERER; M.A. EFE & S.B. SCHERER. 2002. Biometry, molt and brood patch parameters of birds in Southern Brazil. **Ararajuba** 10:85-94.
- DAVIS, D.E. 1945. The annual cycle of plants, mosquitoes, birds, and mammals in two Brazilian forests. **Ecological Monographs** 15:243-295.
- DIAMOND, A.W. 1974. Annual cycles in Jamaican forest birds. **Journal of Zoology** 173:277-301.
- DIETZ, M.W.; S. DAAN & D. MASMAN. 1992. Energy requirements for molt in the Kestrel *Falco tinnunculus*. **Physiological zoology** 65:1217-1235.
- DWIGHT, J. 1900. The sequence of plumage and moults of the passerine birds of New York. **Annals of the New York Academy Sciences** 13:73-360.
- FOSTER, M.S. 1975. The overlap of molting and breeding in some tropical birds. **Condor** 77: 304-314.
- FOWLER, J. & L. COHEN. 1995. **Statistics for ornithologists**. 2ed. Norwich, British Trust for Ornithology, 150p.
- GINN, H.B. & D.S. MELVILLE. 1983. **Moult in birds, guide 19**. Tring, British Trust for Ornithology, 112p.
- HEMBORG, C. 1999. Sexual differences in moult-breeding overlap and female reproductive costs in pied flycatchers, *Ficedula hypoleuca*. **Journal of Animal Ecology** 68:429-436.
- HULLY, P.; A. CRAIG & G. UNDERHILL. 2004. Timing of moult and breeding in the Cape White-eye, *Zosterops pallidus*, from three different geographical regions in South Africa. **Emu** 104:353-358.
- IBAMA. 1994. **Manual de anilhamento de aves silvestres**. 2 ed. Brasília: IBAMA. 146 p.
- ISLER, M.L.; P.R. ISLER & B.M. WHITNEY. 1997. Biogeography and systematics of the *Thamnophilus punctatus* (Thamnophilidae) complex. p.355-381. *In*: J. V. REMSEN (Ed.). **Studies in Neotropical Ornithology honoring Ted Parker** Washington, D.C.:American Ornithologists' Union.
- JENNI, L. & R. WINKLER. 1994. **Moult and ageing of European passerines**. London, Academic Press, 224 p.
- JOHNSON, E.I.; P.C. STOUFFER & R.O. BIERREGAARD, JR. 2012. The phenology of molting, breeding and their overlap in central Amazonian birds. **Journal of Avian Biology** 43:141-154.
- KENDEIGH, S.C.; V.R. DOLNIK & V.M. GAVRILOV. 1977. Avian energetics. p. 127-204. *In*: J. PINOWSKI & S.C. KENDEIGH (Eds.). **Granivorous birds in ecosystems** Cambridge, Cambridge Univ. Press.
- KETTERSON, E.D.; V. NOLAN JR.; M.J. CAWTHORN; P.G. PARKER & C. ZIEGENFUS. 1996. Phenotypic engineering: using hormones to explore the mechanistic and functional bases of phenotypic variation in nature. **Ibis** 138:70-86.
- KLAASSEN, M. 1995. Water and energy limitations on flight range. **Auk** 112:260-262.
- LACERDA, D.R.; M.Á. MARINI & F.R. SANTOS. 2007. Mitochondrial DNA corroborates the species distinctiveness of the Planalto (*Thamnophilus pelzelni* Hellmayr, 1924) and the Sooretama (*T. ambiguus* Swainson, 1825) Slaty-antshrikes (Passeriformes: Thamnophilidae). **Revista Brasileira de Biologia** 67:631-639.
- LANGSTON, N.E. & S. ROHWER. 1996. Molt-breeding tradeoffs in albatrosses: life history implications for big birds. **Oikos** 76:498-510.
- LARA, K.M.; J.B. PINHO & R.M.L. SILVEIRA. 2012. Biologia reprodutiva de *Taraba major* (Aves, Thamnophilidae) na região do Pirizal, Porção Norte do Pantanal, Mato Grosso, Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia** 52(30):349-359.
- MALLET-RODRIGUES, F.; G.D.A. CASTOGLIONI & L.P. GONZAGA. 1995. Muda e sequencia de plumagens em *Ramphocelus brasilis* na restinga de Barra de Maricá, Estado do Rio de Janeiro (Passeriformes: Emberizidae). **Ararajuba** 3:88-93.
- MALLET-RODRIGUES, F. & M.L.M. NORONHA. 2001. Molt pattern in *Pyriglena leucoptera* with considerations about the study of molts. **Ararajuba** 9(1):51-55.
- MALLET-RODRIGUES, F. 2005. Molt-breeding cycle in passerines from a foothill forest in outeastern Brazil. **Revista**

- Brasileira de Ornitologia** 13:155-160.
- MARINI, M.A. & R. DURÃES. 2001. Annual patterns of molt and reproductive activity of passerines in South-central Brazil. **Condor** 103:767-775.
- MERILA, J. 1997. Fat reserves and moult-migration overlap in goldcrests, *Regulus regulus*: a trade-off? **Annales Zoologici Fennici** 334(4):229-234.
- MILLER, A. H. 1961. Molt cycles in equatorial Andean Sparrows. **Condor** 63:143-161.
- MORENO, J. 2004. Moulting-breeding overlap and fecundity limitation in tropical birds: a link with immunity? **Ardeola** 51(2):471-476.
- MURPHY, M.E. 1996. Energetics and nutrition of molt. p.158-198. *In*: C. CAREY (Ed.). **Avian energetics and nutritional ecology**. New York, Chapman & Hall.
- MYERS, N.; R.A. MITTERMEIER; C.G. MITTERMEIER; G.A.B. FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403:853-858.
- ONIKI, Y. 1981. Weights, cloacal temperatures, plumage and molt condition of birds in the state of São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia** 41:451-460.
- ONIKI, Y. & E.O. WILLIS. 1999. Body mass, cloacal temperature, morphometrics, breeding and molt of birds of the Serra das Araras region, Mato Grosso, Brasil. **Ararajuba** 7:17-21.
- PAYNE, R.B. 1969. Overlap between breeding and molting schedules in a collection of African birds. **Condor** 71:140-145.
- PAYNE, R.B. 1972. Mechanisms and control of molt. p. 103-155. *In*: D.S. FARNER & J.R. KING (Eds.). **Avian Biology**. London, Academic Press.
- PINHEIRO, F.; I.R. DINIZ, D. COELHO & M.P.S. BANDEIRA. 2002. Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian Cerrado. **Austral Ecology** 27:132-136.
- PIRATELLI, A.J.; M.A.C. SIQUEIRA & L. MARCONDES-MACHADO. 2000. Reprodução e muda de penas em aves de sub-bosque na região leste de Mato Grosso do Sul. **Ararajuba** 8(2):99-107.
- POULIN, B.; G. LEFEBVREA & R. MCNEIL. 1992. Tropical avian phenology in relation to abundance and exploitation of food resources. **Ecology** 73:2295-2309.
- RALPH, C.J. & S.G. FANCY. 1994. Timing of breeding and molting in six species of Hawaiian honeycreepers. **Condor** 96:151-161.
- REPENNING, M. & C.S. FONTANA. 2011. Seasonality of breeding, molt and fat deposition of birds in subtropical lowlands of southern Brazil. **Emu** 111(3):268-280.
- SICK, H. 1997. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 862 p.
- SILVEIRA, M.A. & M.A. MARINI. 2012. Time, duration, and intensity of molt in birds of a neotropical savanna in Brazil. **Condor** 114(3):435-448.
- SKUTCH, A. 1957. The incubation patterns of birds. **Ibis** 99(1):69-93.
- SNOW, D. W. 1976. The relationship between climate and annual cycles in the Cotingidae. **Ibis** 118:366-401.
- SWADDLE, J.P. & M.S. WITTER. 1997. The effects of molt and flight performance, body mass, and behavior of European Starlings (*Sturnus vulgaris*): an experimental approach. **Canadian Journal of Zoology** 75:1135-1146.
- TIDEMANN, S.C. & J.C.Z. WOJNARSKI. 1994. Molt characteristics and breeding seasons of Gouldian *Erythrura gouldiae*, Masked *Poephila personata* and Long-tailed Finches *P. acuticauda* in savannah woodland in the Northern Territory. **Emu** 94:46-52.
- VALENTE, R.M. 2000. Muda e reprodução em *Ramphocelus carbo* (Passeriformes, Emberezidae) na Amazônia brasileira. **Ararajuba** 8:135-139.
- WIKELSKI, M.; M. HAU & J.C. WINGFIELD. 2000. Seasonality of reproduction in a Neotropical rain forest bird. **Ecology** 81(9):2458-2472.
- WYNDHAM, E. 1981 Molt of budgerigars *Melopsittacus undulatus*. **Ibis** 123(2):145:157.
- ZIMMER, K.J. & M.L. ISLER. 2003. Family Thamnophilidae. p. 448-681. *In*: J. DEL HOYO et al. (Eds.). **Handbook of the birds of the world: broadbills to tapaculos**. v. 8. Barcelona, Lynx Edicions.

Recebido em 7.V.2014; aceito em 14.V.2015.

Razão sexual assimétrica entre carcaças de *Spheniscus magellanicus* na costa norte do Rio Grande do Sul

Guilherme Tavares Nunes¹, Gustavo da Rosa Leal¹, Jonathas da Silva Barreto², Aurélea Mäder³,
Thales Renato Ochotorena de Freitas⁴, Darlise Dias Lopes⁴ & Gabriela Paula Fernández⁵

¹Universidade Federal do Rio Grande, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Aves Aquáticas e Tartarugas Marinhas, Rio Grande, RS, Brasil.

²Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Laboratório de Ictiologia, Vitória, ES, Brasil.

³Ardea Consultoria Ambiental, Porto Alegre, RS, Brasil.

⁴Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Departamento de Genética, Laboratório de Citogenética e Evolução, Porto Alegre, RS, Brasil.

⁵Universidad Nacional del Noroeste de la provincia de Buenos Aires, Departamento de Ciencias Básicas y Experimentales, Laboratorio de Investigación y Desarrollo en Agrobiología, CeBio-CIT NOBA, Pergamino, Buenos Aires, Argentina.

E-mail: gtn.biomar@yahoo.com.br, gustavodarosaleal@hotmail.com, barreto.jonathas@gmail.com, auremader@yahoo.com.br, thales.freitas@ufrgs.br, darlisedlopes@hotmail.com, gabriela.fernandez@nexo.unnoba.edu.ar

ABSTRACT. Asymmetric sex ratio among carcasses of *Spheniscus magellanicus* (Forster, 1781) on north coast of the Rio Grande do Sul state. Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* (Forster, 1781) are distributed along the southernmost coast of South America in the Atlantic and Pacific Oceans, nesting in colonies in Argentina, Chile and the Malvinas Islands. It performs seasonal migratory movements in non-breeding periods, when it reaches the Brazilian coast. An estimated 19,500 individuals die along the coast of Rio Grande do Sul each year, most of which are juveniles. In this study we tested occurrence of asymmetric sex ratio among carcasses of Magellanic penguins arrived on the northern coast of the Rio Grande do Sul state. In total, 43 carcasses were sampled and sexed using molecular procedures. Our findings suggest asymmetric sex ratio with about 65% of females which represents 1.86 females for each male. These results shown the same pattern observed in previous studies indicating higher mortality of female penguins in the Brazilian coast.

KEY WORDS. Carcasses, female-biased mortality, Magellanic penguin, molecular sexing, wintering area.

O pinguim-de-magalhães *Spheniscus magellanicus* (Forster, 1781) distribuiu-se na costa sul da América do Sul, nidificando em colônias na Argentina, Chile e ilhas Malvinas (MARTINEZ 1992), e conta atualmente com uma população global estimada em 1.300.000 indivíduos (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2013). Durante o período não-reprodutivo, os pinguins que nidificam em colônias no oceano Atlântico migram para o norte e atingem a costa brasileira e, em especial, a do Rio Grande do Sul (RS), onde estima-se que morram anualmente aproximadamente 19.500 indivíduos (MÄDER *et al.* 2010).

Sobre os indivíduos que morrem nas praias do RS, sabe-se que aproximadamente 98% são juvenis (MÄDER *et al.* 2010), apresentam predominância de bicos de cefalópodes em seus tratos digestivos (FONSECA *et al.* 2001, PINTO *et al.* 2007), e são fêmeas em sua maioria (REIS *et al.* 2011, VANSTREELS *et al.* 2013). Quanto a este último aspecto, VANSTREELS *et al.* (2013) amostraram carcaças arribadas nas porções média e sul do RS, nas quais encontraram uma razão de 2,8 fêmeas para cada macho. Além disso, REIS *et al.* (2011) encontraram aproximadamente 2,3 fêmeas para cada macho, em 15 carcaças de pinguins encontradas na costa norte do RS.

O objetivo deste estudo foi testar a razão sexual assimétrica dos pinguins-de-magalhães encontrados mortos na costa norte do RS, utilizando uma técnica molecular de identificação sexual. Para isso, foram realizados monitoramentos

de praia mensais entre julho e dezembro de 2009, entre as praias de Quintão (30°21'17,2"S / 50°16'19,5"O) e Tramandaí (30°0'48,5"S / 50°8'3,1"O) (Fig. 1). Foram obtidas amostras de membrana interdigital (~1 cm²) de 43 pinguins-de-magalhães encontrados mortos, as quais foram fixadas em etanol 90° no momento da coleta. Em laboratório, o DNA genômico total foi extraído utilizando o detergente catiônico CTAB (BOYCE *et al.* 1989). Para a determinação molecular do sexo, foi amplificado um fragmento do gene CHD (chromo-helicase-DNA binding protein), através dos primers P2-P8 e condições descritas por GRIFFITHS *et al.* (1998). Os produtos da amplificação foram separados por eletroforese com gel desnaturante de poli-acrilamida a 8% e revelados utilizando coloração com nitrato de prata (BASSAM *et al.* 1991).

Todos os indivíduos amostrados apresentavam plumagem característica de indivíduos juvenis, e foram sexados com sucesso. Foi encontrada razão de 1,86 fêmeas para cada macho (aproximadamente 65% de fêmeas), indicando razão sexual assimétrica marginalmente significativa após correção de Yates ($\chi^2 = 3,35$; gl=1; P=0,06).

A razão sexual assimétrica entre as carcaças de pinguins-de-magalhães na costa norte do RS, encontrada neste estudo, vai ao encontro dos resultados encontrados por REIS *et al.* (2011) (n = 15) na costa norte do RS, e por VANSTREELS *et al.* (2013) (n = 528) nas porções média e sul da costa do RS, ambos

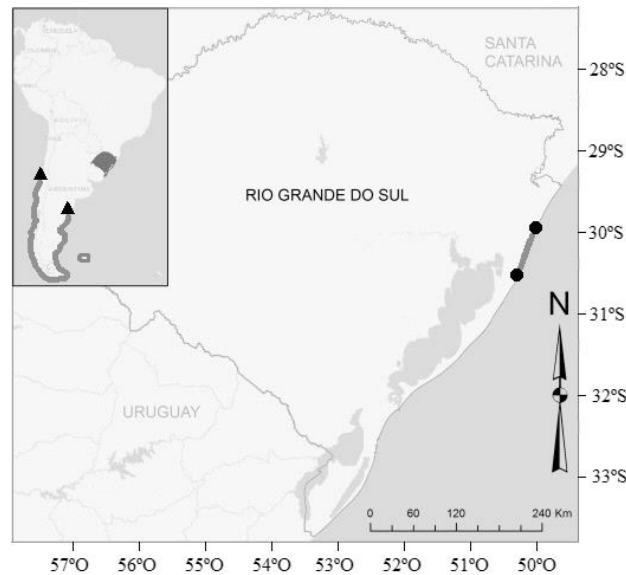


Figura 1. Área de estudo (tracejado entre círculos pretos) delimitada ao norte pela praia de Tramandaí ($30^{\circ}0'48,5''\text{S} / 50^{\circ}8'3,1''\text{O}$) e ao sul pela praia de Quintão ($30^{\circ}21'17,2''\text{S} / 50^{\circ}16'19,5''\text{O}$). Distribuição das colônias de pinguins-de-magalhães (tracejado entre triângulos pretos e Ilhas Malvinas). Figure 1. Study area (dashed line between black circles) bounded to the north by Tramandaí beach ($30^{\circ}0'48.5''\text{S} / 50^{\circ}8'3.1''\text{W}$) and to the south by Quintão beach ($30^{\circ}21'17.2''\text{S} / 50^{\circ}16'19.5''\text{W}$). Colonies of Magellanic penguins in South America (dashed line between black triangles plus Malvinas Islands).

obtidos através do método molecular de determinação sexual. REIS *et al.* (2011) também identificaram o sexo de pinguins encontrados mortos no Rio de Janeiro ($n = 106$) e Sergipe ($n = 12$), e encontraram 70% de fêmeas, indicando que esse pode ser um padrão recorrente em toda a costa brasileira.

Os estudos de rastreamento remoto de pinguins-de-magalhães não indicam diferenças intersexuais em padrões de deslocamentos durante o período não reprodutivo (e.g. PÜTZ *et al.* 2000, PÜTZ *et al.* 2007), sugerindo ausência de migração diferencial na espécie. Por outro lado, os pinguins machos dessa espécie possuem maior tamanho corporal do que fêmeas (BERTELLOTTI *et al.* 2002), o que foi sugerido como vantagem a favor da sobrevivência dos machos (FORERO *et al.* 2002). Esses autores encontraram maiores valores de isótopos de carbono e nitrogênio em sangue de machos, em comparação com fêmeas, durante o período reprodutivo na Argentina, sugerindo vantagem na obtenção de itens alimentares de maior qualidade e em regiões mais próximas às colônias. VANSTREELS *et al.* (2011) identificaram diferenças intersexuais no tamanho corporal de pinguins-de-magalhães juvenis e, considerando a acentuada predominância de indivíduos juvenis encontrados mortos na costa do RS (já observada em trabalhos anteriores; e.g. MÄDER *et al.* 2010), sugerimos que a predominância de fêmeas juvenis entre as carcaças possa estar relacionada a uma maior suscetibilidade, por parte das fêmeas, em condições ambientais adversas durante a hibernação na costa brasileira.

Os dados obtidos nesse estudo representam uma amostragem pontual na costa norte do RS no ano de 2009 e, portanto, não são conclusivos. Apesar disso, VANSTREELS *et al.* (2013) amostraram indivíduos entre 2002 e 2009 e encontraram uma proporção de fêmeas semelhante a este estudo, o que pode

indicar que a razão sexual assimétrica se trata de um padrão na costa do RS.

A razão sexual dos pinguins que se deslocam para águas brasileiras em período de hibernação sem atingir a costa ainda é desconhecida, assim como outras características básicas desses indivíduos (população de origem, estrutura etária, dieta, áreas preferenciais). Essas informações auxiliariam no entendimento da mortalidade dessa espécie na costa do RS, viabilizando comparações dos indivíduos encontrados no mar com aqueles encontrados mortos nas praias, bem como forneceriam subsídios para medidas de conservação nas colônias.

AGRADECIMENTOS

Este estudo é parte do Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação de GTN. Ao Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos (UFRGS/IB) pelo suporte logístico durante o trabalho de campo. Ao biólogo Fabrício Bertuol pelo auxílio no laboratório. Ao Dr. Leandro Bugoni pelas sugestões quanto à análise dos dados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BASSAM, B.J.; G. CAETANO-ANOLLÉS & P.M. GRESSHOFF. 1991. Fast and sensitive silver staining of DNA in polyacrylamide gels. *Analytical Biochemistry* **196**:80-83.
- BERTELLOTTI, M.; J.L. TELLA; J.A. GODOY; G. BLANCO; M.G. FORERO; J.A. DONÁZAR & O. CEBALLOS. 2002. Determining sex of Magellanic penguins using molecular procedures and discriminant functions. *Waterbirds* **25**:479-484.

- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2013. *Spheniscus magellanicus*. Disponível em <<http://www.birdlife.org>>. Acesso em: [29/11/2013].
- BOYCE, T.M.; M.E. ZWICK & C.F. AQUADRO. 1989. Mitochondrial DNA in the Bark weevils: size, structure and heteroplasmy. **Genetics** **123**:825-836.
- FONSECA, V.S.; M.V. PETRY & A.H. JOST. 2001. Diet of the Magellanic penguin on the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. **Waterbirds** **24**:290-293.
- FORERO, M.G.; K.A. HOBSON; G.R. BORTOLOTTI; J.A. DONÁZAR; M. BERTELOTTI & G. BLANCO. 2002. Food resource utilisation by the Magellanic penguin evaluated through stable-isotope analysis: segregation by sex and age and influence on offspring quality. **Marine Ecology Progress Series** **234**:289-299.
- GRIFFITHS, R.; M.C. DOUBLE; K. ORR & R.J. DAWSON. 1998. A DNA test to sex most birds. **Molecular Ecology** **7**:1071-1075.
- MÄDER, A.; M. SANDER & G. CASA JR. 2010. Ciclo sazonal de mortalidade do pinguim-de-magalhães, *Spheniscus magellanicus* influenciado por fatores antrópicos e climáticos na costa do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia** **18**:228-233.
- MARTINEZ, I. 1992. Family Spheniscidae (Penguins). p. 140-160. In: J. DEL HOYO *et al.* (Eds.). **Handbook of the birds of the world**. Vol. 1. Barcelona: Lynx Edicions.
- PINTO, M.B.L.C.; S. SALVATORE & A.P.M. DI BENEDETTO. 2007. Stomach contents of the Magellanic penguin *Spheniscus magellanicus* from the northern distribution limit on the Atlantic coast of Brazil. **Marine Ornithology** **35**:77-78.
- PÜTZ, K.; A. SCHIAVINI; A.R. REY & A.L. BENNO. 2007. Winter migration of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) from the southernmost distributional range. **Marine Biology** **152**:1227-1235.
- PÜTZ, K.; R.J. INGHAM & J.G. SMITH. 2000. Satellite tracking of the winter migration of Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* breeding in the Falkland Islands. **Ibis** **142**:614-622.
- REIS, E.C.; R.M. AIRES; J.F. MOURA; C.A.R. MATIAS; M. TAVARES; P.H. OTT; S. SICILIANO & G. LÔBO-HAJDU. 2011. Molecular sexing of unusually large numbers of *Spheniscus magellanicus* (Spheniscidae) washed ashore along the Brazilian coast in 2008. **Genetics and Molecular Research** **10**:3731-3737.
- VANSTREELS, R.E.T.; A.C. ADORNES; P.L. CANABARRO; V. RUOPPOLO; M. AMAKU; R.P. SILVA-FILHO & J.L. CATÃO-DIAS. 2013. Female-biased mortality of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) on the wintering grounds. **Emu** **113**:1-7.
- VANSTREELS, R.E.T.; A.C. ADORNES; V. RUOPPOLO; P.L. CANABARRO; R.P. SILVA-FILHO & J.L. CATÃO-DIAS. 2011. Gender determination from morphometrics in migrating Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus*. **Marine Ornithology** **39**:215-220.

Recebido em 2.XII.2013; aceito em 15.XI.2014.

Revisão crítica sobre a avifauna da bacia do rio Sepotuba, Mato Grosso, Brasil

Alessandro Pacheco Nunes¹ & Alexander Charles Lees²

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, CCBS, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Cidade Universitária s/n, C.P. 549, 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil.

E-mail: tiriba.ms@gmail.com

²MCTI/Museu Paraense Emílio Goeldi, CP 399, CEP 66040-170 Belém, PA, Brasil.

E-mail: alexanderlees@btopenworld.com

ABSTRACT. Birds of the Sepotuba River Basin, Mato Grosso, Brazil. Here we discuss and clarify species likely to be listed in error for the Sepotuba River Basin (WILLIS 1976, NUNES 2013) highlighting errors resulting from potential misidentification or recent taxonomic changes based on the lists of the CBRO (2011a, 2014). Records of *Megascops watsonii* (Cassin, 1849); *Selenidera maculirostris* (Lichtenstein, 1823); *Notharchus macrorhynchos* (Gmelin, 1788); *Thamnophilus punctatus* (Shaw, 1809); *Hypocnemis cantator* (Boddaert, 1783); *Hylexetastes perrotii* (Lafresnaye, 1844); *Xiphorhynchus fuscus* (Vieillot, 1818); *Hemitriccus zosterops* (Pelzeln, 1868); *Myiozetetes similis* (Spix, 1825) and *Myiothlypis rivularis* (Wied, 1821); in fact, relate to congeners *M. usta* (Sclater, 1858); *S. gouldii* (Natterer, 1837); *N. hyperhynchus* (Sclater, 1856); *T. stictocephalus* Pelzeln, 1868; *H. ochrogyna* Zimmer, 1932; *H. uniformis* Hellmayr, 1909; *X. elegans* (Pelzeln, 1868); *H. griseipectus* (Snethlage, 1907); *M. cayanensis* (Linnaeus, 1766) and *M. fulvicauda* (Spix, 1825); respectively. In addition, we provisionally remove three species: *Neopelma sulphureiventer* (Hellmayr, 1903), *Elaenia flavogaster* (Thunberg, 1822) and *Turdus fumigatus* Lichtenstein, 1823 from the list until their occurrence in the region can be fully documented.

KEY WORDS. Birds, corrections, Mato Grosso, Savanna / Amazonia, Sepotuba river.

Listas faunísticas são muito importantes para o avanço das ciências naturais, como fontes indispensáveis de subsídios a outras áreas do conhecimento, como biogeografia, ecologia e mesmo a seus desdobramentos, como ciência da conservação e avaliações de impacto ambiental (SILVEIRA *et al.* 2010, SCHERER-NETO *et al.* 2011) mas elas devem idealmente, fornecer o máximo de provas documentais quanto possível (LEES *et al.* 2014).

A avifauna da porção norte da Bacia do Alto rio Paraguai tem sido estudada desde 1825, com as expedições de Johann Natterer pelo Mato Grosso (PELZELN 1870). Edwin O'Neill Willis foi um dos primeiros naturalistas a pesquisar a avifauna da bacia do rio Sepotuba em 1975, quando visitou várias localidades em Tangará da Serra e Barra do Bugres, registrando 237 espécies de aves (WILLIS 1976). NUNES (2013) relacionou a ocorrência de 326 espécies de aves para a bacia do rio Sepotuba com base em dados de campo e revisão dos dados publicados em WILLIS (1976). No entanto, há alguns equívocos de identificação nestas listas. Neste artigo discutimos e esclarecemos estes equívocos de identificação e as mudanças taxonômicas ocorridas em algumas espécies citadas para a bacia do rio Sepotuba (WILLIS 1976, NUNES 2013).

MÉTODOS

Ao ler NUNES (2013) ACL percebeu alguns erros taxonômicos (considerando a lista das aves do Brasil proposta pelo CBRO (2014)) e potenciais erros de identificação e entrou em contato com APN. Revisamos as listas de espécies

disponíveis para a região da bacia do rio Sepotuba, Mato Grosso (WILLIS 1976, NUNES 2013), confrontando com as listas recentes de aves do Brasil (CBRO 2011a, 2014).

RESULTADOS

Megascops watsonii (Cassin, 1849). Mencionada em WILLIS (1976) para a região do rio Sepotuba e posteriormente relacionada por NUNES (2013). Recentemente esta espécie passou por uma revisão taxonômica com base na Resolução N° 45 do CBRO (2011b) que propõe incluir *Otus usta* (Sclater, 1859) na lista principal de aves brasileiras, inserindo-o imediatamente após *O. watsonii*. HEIDRICH *et al.* (1995) recomendaram que *Otus usta*, geralmente considerada subespécie de *O. watsonii*, seja reconhecida como espécie distinta, a partir dos resultados da análise de 300 pares de bases do gene citocromo b de seis espécies do complexo *O. atricapillus*. Desta forma os registros atribuídos à *M. watsonii* na bacia do rio Sepotuba (WILLIS 1976, NUNES 2013) na verdade, referem-se a *O. usta* (Sclater, 1858).

Selenidera maculirostris (Lichtenstein, 1823). Relacionada por WILLIS (1976) para o município de Tangará da Serra, Mato Grosso e arrolada por NUNES (2013) na lista das aves da bacia do rio Sepotuba. No entanto, *S. maculirostris* foi erroneamente atribuída à região e tais registros, na verdade, referem-se a *S. gouldii* (Natterer, 1837).

Notharchus macrorhynchos (Gmelin, 1788). Listada por WILLIS (1976) para a Fazenda do Português, município de Tangará da Serra e relacionada por NUNES (2013) para a bacia do rio Sepotuba. Embora tenha sido ignorada por NUNES (2013),

a espécie sofreu mudanças taxonômicas recentes (CBRO 2011). Desta forma o registro de *N. macrorhynchos* para a bacia do rio Sepotuba (WILLIS 1976, NUNES 2013) pertence a *N. hyperhynchus* (Sclater, 1856).

Thamnophilus punctatus (Shaw, 1809). WILLIS (1979) relacionou esse táxon para o município de Tangará da Serra e Barra dos Bugres e posteriormente NUNES (2013) o listou para a bacia do rio Sepotuba. No entanto, o táxon sofreu mudanças taxonômicas e as várias subespécies foram consideradas espécies plenas (CBRO 2011a). A Resolução N° 51 do CBRO (2011b) propõe incluir *Thamnophilus stictocephalus* Pelzeln, 1869, na lista principal de aves brasileiras, inserindo-o imediatamente após *T. punctatus*. Os estudos da morfologia externa e vocalizações realizados por ISLER *et al.* (1997) indicam que *T. stictocephalus*, antes considerado subespécie de *T. punctatus*, deve ser reconhecida como espécie plena. Desta forma os registros atribuídos a *T. punctatus* na região pertencem a *T. stictocephalus* Pelzeln, 1868.

Hypocnemis cantator (Boddaert, 1783). Relacionada para a bacia do rio Sepotuba (WILLIS 1976, NUNES 2013). Porém houve mudança taxonômica nessa espécie (CBRO 2011a), fato que passou despercebido por NUNES (2013). De acordo com ISLER *et al.* (2007) seis populações de *H. cantator* atualmente consideradas subespécies são mais apropriadamente reconhecidas como espécies plenas. Os registros atribuídos ao suposto táxon na região (WILLIS 1976, NUNES 2013) referem-se a *H. ochrogyna* Zimmer, 1932.

Hylexetastes perrotii (Lafresnaye, 1844). WILLIS (1976) e NUNES (2013) relacionaram a espécie para o vale do rio Sepotuba. Entretanto, houve mudança taxonômica nesse táxon (CBRO 2011a) com base em SILVA (1995). No entanto, tais mudanças foram ignoradas por NUNES (2013). Recomenda-se que os registros atribuídos à *H. perrotii* para a bacia do rio Sepotuba sejam relacionados à *H. uniformis* Hellmayr, 1909.

Xiphorhynchus fuscus (Vieillot, 1818). Relacionada por NUNES (2013) para a bacia do rio Sepotuba. No entanto, o avistamento em Tangará da Serra é incompatível com a distribuição geográfica atual da espécie, com ocorrência restrita as mata ombrófilas do sul do Brasil, bem como a floresta atlântica do sudeste e parte do nordeste (Bahia) e centro oeste (Goiás) (SICK 1997, WIKIAVES 2014). O autor A.P. Nunes reconhece o equívoco de identificação e recomenda que os registros de *X. fuscus* citados em NUNES (2013) sejam suprimidos da lista de aves da bacia do rio Sepotuba.

Hemitriccus zosterops (Pelzeln, 1868). WILLIS (1976) menciona os registros dessa espécie em várias localidades no município de Tangará da Serra. Recentemente a espécie passou por mudanças taxonômicas, embora NUNES (2013) as tenha ignorado e relacionado *H. zosterops* para a bacia do rio Sepotuba. No entanto, os registros atribuídos por NUNES (2013) se relacionam ao seu congênera *H. griseipectus* (Snethlage, 1907).

Neopelma sulphureiventer (Hellmayr, 1903). Relacionada por NUNES (2013) para a bacia do rio Sepotuba. Há registros históricos dessa espécie para o Mato Grosso, quando o naturalista Johann Natterer visitou a região de Vila Bela da Santíssima Trindade (REMSEN JR. *et al.* 1998, VANZOLINI 1993,

SILVEIRA & D'HORTA 2002). No entanto, NUNES (2013) não cita indícios comprobatórios do registro (e.g. espécime/fotografia/gravação). Desta forma, recomenda-se que *N. sulphureiventer* seja provisoriamente suprimida da lista de aves da bacia do rio Sepotuba até que sua ocorrência seja comprovada.

Elaenia flavogaster (Thunberg, 1822). Relacionada por NUNES (2013) para a bacia do rio Sepotuba. Há inúmeros registros da espécie no Mato Grosso, em localidades como Chapada dos Guimarães (LOPES *et al.* 2009) e Serra das Araras (VALADÃO 2012). No entanto, aparentemente essa espécie está ausente na maior parte da Amazônia Central (WIKIAVES 2014, XENO-CANTO 2014). Desta forma, recomenda-se que *E. flavogaster* seja suprimida da lista de espécies da bacia do rio Sepotuba devido à distribuição incompatível e ausência de registros comprobatórios satisfatórios que atestem sua ocorrência (e.g. espécime/fotografia/gravação).

Myiozetetes similis (Spix, 1825). Relacionada por NUNES (2013) para a bacia do rio Sepotuba, no entanto, não há indícios comprobatórios do registro (e.g. espécime/fotografia/gravação). *M. similis* aparentemente está ausente na maior parte dos cerrados do Brasil Central, Pantanal e sudeste da Amazônia (e.g. SICK 1997). O autor A.P. Nunes reconhece o equívoco de identificação e sugere que o registro atribuído à *M. similis* citado por NUNES (2013) seja convertido em favor da congênera *M. cayanensis* (Linnaeus, 1766).

Turdus fumigatus Lichtenstein, 1823. Relacionada por WILLIS (1976) e NUNES (2013) para a bacia do rio Sepotuba. Há vários registros da espécie para o estado de Mato Grosso, como Chapada dos Guimarães, Santo Antônio do Leverger, Jaciara e Sinop (WIKIAVES 2014). Porém, tais registros são questionáveis, uma vez que o táxon é morfologicamente similar a *Turdus hauxwelli* Lawrence, 1869, com o qual pode ser facilmente confundido em campo. Desta forma, *T. fumigatus* deve ser provisoriamente suprimida da lista de espécies da bacia do rio Sepotuba, até que sejam obtidos registros comprobatórios satisfatórios que atestem sua ocorrência no Mato Grosso (e.g. espécime/fotografia/gravação).

Phaeoithlypis (Myiothlypis) rivularis (Wied, 1821). Registrada por Willis (1976) nas matas ao longo do rio Sepotuba. NUNES (2013) relacionou esse registro ignorando as mudanças taxonômicas da espécie (CBRO 2011a). A Resolução N° 66 de janeiro de 2008 do CBRO (2011b) propõe incluir *P. fulvicauda* (Spix, 1825) na lista principal de aves brasileiras, inserindo-a imediatamente após *P. rivularis*. Para o CBRO (2011b) *P. fulvicauda* tem sido tratada como espécie distinta de *P. rivularis* na maioria das obras referenciais desde a década de 1960, contra SICK (1997), muito embora esse tratamento tenha sido contestado de forma não ostensiva. Desta forma, os registros atribuídos a *P. rivularis* na bacia do rio Sepotuba devem ser convertidos em favor de *P. fulvicauda* (Spix, 1825), táxon atualmente tratado como *Myiothlypis fulvicauda* (CBRO 2014).

CONSIDERAÇÕES

As revisões à lista de aves da bacia do rio Sepotuba foram importantes para atualização do *status* taxonômico e

distribuição de algumas espécies. Com as alterações realizadas, o número de aves da bacia do rio Sepotuba foi reduzido para 322 espécies, no entanto, ressaltamos que estudos de longo prazo são necessários para conhecer melhor a avifauna da região e suas relações biogeográficas com os biomas adjacentes.

AGRADECIMENTOS

À WWF-Brasil, Embrapa Pantanal e FUNDAPAN pelo apoio logístico durante a realização dos inventários em Tangará da Serra, MT. Aos proprietários da Fazenda Vale do rio Formoso e Fazenda Paiaguás, pela hospedagem e apoio logístico durante a realização dos estudos em suas propriedades. Ao CNPq e CAPES pelo financiamento da bolsa de pós-graduação durante a realização desse estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CBRO - COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. 2011a. **Listas das aves do Brasil. 10ª Ed.** Versão de 25/01/2011. Disponível em <http://www.cbro.org.br/CBRO/pdf/avesbrasil_jan2011.pdf> Acesso em: [21/03/2014].
- CBRO - COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. 2011b. Resoluções do CBRO Nº 27-68. **Nattereria** 2:41-80.
- CBRO - COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. 2014. **Listas das aves do Brasil. 11ª Ed.** Versão de 01/01/2014. Disponível em < <http://www.cbro.org.br/CBRO/pdf/AvesBrasil2014.pdf>> Acesso em: [21/03/2014].
- HEIDRICH, P.; C. KÖNIG & M. WINK. 1995. Molecular phylogeny of South American Screech Owls of the *Otus atricapillus* complex (Aves: Strigidae) inferred from nucleotide sequences of the mitochondrial cytochrome *b* gene. **Zeitschrift für Naturforschung** 50c:294-302.
- ISLER M.L.; P.R. ISLER & B.M. WHITNEY. 1997. Biogeography and systematics of the *Thamnophilus punctatus* (Thamnophilidae) complex. p. 335-381. In: J.V. REMSEN JR. (Ed.). **Studies in Neotropical Ornithology Honoring Ted Parker. Ornithological Monographs** 48. Washington, D.C.: The American Ornithologists' Union.
- ISLER, M.L.; P.R. ISLER & B.M. WHITNEY. 2007. Species limits in Antbirds (Thamnophilidae); The Warbling Antbird (*Hypocnemis cantator*) complex. **Auk** 124:11-28.
- LEES, A.C.; L.M. NAKA, A. ALEIXO, M. COHN-HAFT, V.Q. PIACENTINI, M.P.D. SANTOS & L.F. SILVEIRA. 2014. Conducting rigorous avian inventories: Amazonian case studies and a roadmap for improvement. **Revista Brasileira de Ornitologia** 22:107-120.
- LOPES, L.E.; J.B. PINHO, B. BERNARDON, B.; F.F. OLIVEIRA, G. BERNARDON, L.P. FERREIRA, M.F. VASCONCELOS, M. MALDONADO-COELHO, P.F.A. NÓBREGA & T.C. RUBIO. 2009. Aves da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil: uma síntese histórica do conhecimento. **Papéis Avulsos de Zoologia** 49:9-47.
- NUNES, A.P. 2013. Aves da bacia do rio Sepotuba, Mato Grosso, Brasil. **Ornithologia** 6:36-52.
- REMSEN JR., J.V.; C. G. SCHMITT & D.C. SCHMITT. 1988. Natural history notes on some poorly known bolivian birds, part 3. **Gerfaut** 78:363-381.
- SICK, H. 1997. **Ornithologia Brasileira**. Rio de Janeiro, Nova Fronteira.
- SILVA, J.M.C.; F.C. NOVAES & D.C. OREN. 1995. A new species of the genus *Hylexetastes* (Dendrocolaptidae) from eastern Amazonia. **Bulletin of the British Ornithologist's Club** 115:200-206.
- SILVEIRA, L.F. & F.M. D'HORTA. 2002. A avifauna da região de Vila Bela da Santíssima Trindade, Mato Grosso. **Papéis Avulsos de Zoologia** 42:265-286.
- VALADÃO, R.M. 2012. Aves da Estação Ecológica Serra das Araras, Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica** 12(3):263-281.
- VANZOLINI, P.E. 1993. As viagens de Johann Natterer no Brasil, 1817-1835. **Papéis Avulsos de Zoologia** 38:17-60.
- WILLIS, E.O. 1976. Effects of a cold wave on an Amazonian avifauna in the upper Paraguay drainage, western Mato Grosso, with comments on oscine-suboscine relationships. **Acta Amazonica** 6:379-394.
- WIKIAVES - A ENCICLOPÉDIA DAS AVES DO BRASIL. 2014. Disponível em <<http://www.wikiaves.com>>. Acesso em: [10/04/2014].
- XENO-CANTO - SHARING BIRD SOUNDS FROM AROUND THE WORLD. 2013. Disponível em <<http://www.xeno-canto.org>>. Acesso em: [10/04/2014].

Recebido em 1.XIII.2014; aceito em 9.IX.2015.